

# EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE PECES VULNERABLES A LA PESCA SOBRE FONDO ROCOSO EN LA RESERVA MARINA DE LA ISLA DEL AIRE

Enero 2023

Estación de Investigación "Jaume Ferrer", Centro Oceanográfico de Baleares, CN  
Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC)

Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM), Institut Menorquí d'Estudis (IME)



Proyecto financiado por:

Con el apoyo de:



G CONSELLERIA  
O FONS EUROPEUS,  
I UNIVERSITAT I CULTURA  
B DIRECCIÓ GENERAL  
POLÍTICA UNIVERSITÀRIA  
I RECERCA



---

*Este proyecto ha sido desarrollado en el marco de los programas de Seguimiento del medio marino de la Estación de Investigación "Jaume Ferrer" de la Mola y del Observatorio Socioambiental de Menorca y cuenta con la aprobación de la Dirección General de Pesca y Medio Marino del Gobierno de las Islas Baleares. La Estación "Jaume Ferrer" está cofinanciada por la Dirección General de Política Universitaria e Investigación y por el Instituto Español de Oceanografía. El OBSAM-IME ha contado con la financiación de la Fundación para la Preservación de Menorca desde el inicio del proyecto (2018-2022).*

## COORDINACIÓN DEL PROYECTO

Estación de Investigación "Jaume Ferrer", Centro Oceanográfico de Baleares, CN Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC)

[www.ba.ieo.es/es/estacion-jaume-ferrer](http://www.ba.ieo.es/es/estacion-jaume-ferrer)

La Mola. PO Box 502

Twitter: @ieo\_baleares

07700 Maó (Menorca)

Tel: 608 902 534

Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM), Institut Menorquí d'Estudis (IME)

[www.obsam.cat](http://www.obsam.cat)

Camí des Castell 28,

Twitter: @ImeObsam

07702 Maó (Menorca)

Facebook: @obsamime

Tel: 971 35 15 00

Instagram: imeobsam

## AUTORES

Juancho Movilla Martín (CN IEO-CSIC)

Eva Marsinyach Perarnau (IME-OBSAM)

Maria Elena Cefali (CN IEO-CSIC)

Marina Bagur Bendito (IME-OBSAM)

Sebastián Alejo Molina Manzaneda (CN IEO-CSIC)

Joan Moranta Mesquida (CN IEO-CSIC)

Olga Reñones Pérez (CN IEO-CSIC)

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la asociación LEADER Illa de Menorca el apoyo logístico de la embarcación del Grupo de Acción Local de Pesca (GALP) y a sus patronos, David y Ana, por custodiarlos y acompañarnos durante el trabajo de campo. Agradecemos igualmente a todas aquellas personas que han aportado sus conocimientos y su apoyo técnico al proyecto: Lluís Cardona, Pep Coll, Jorge Casado, Martí Escudero y los patronos Alan, Jose, Xavi, Toni, Tito y Ricard.

## FOTOGRAFÍA PORTADA

Ricard Borràs

## CITA RECOMENDADA

Movilla, J., Marsinyach, E., Cefali, M.E., Bagur, M., Molina, S.A., Moranta, J. y Reñones, O. 2022. *Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en la Reserva Marina de la Isla del Aire*. Centro Oceanográfico de Baleares (CN IEO-CSIC). Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM-IME). Gobierno de las Islas Baleares.

# Índice

---

<b>RESUMEN EJECUTIVO</b>	<b>5</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>7</b>
<b>2. OBJETIVOS DEL PROYECTO</b>	<b>8</b>
<b>3. MATERIAL Y MÉTODOS</b>	<b>8</b>
3.1 ZONA DE ESTUDIO	8
3.2 METODOLOGÍA DE MUESTREO	9
3.3 DISEÑO DE MUESTREO	10
3.4 ANÁLISIS DE DATOS	10
<b>4. RESULTADOS</b>	<b>11</b>
<b>4.1 ESTRATO SUPERFICIAL</b>	<b>11</b>
4.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y DE LA POBLACIÓN ÍCTICA EN 2022	11
4.1.2 EVOLUCIÓN TEMPORAL	13
4.1.3 ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LAS ESPECIES	17
4.1.4 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS ESPECIES 2020 A 2022	19
<b>4.2 ESTRATO PROFUNDO</b>	<b>24</b>
4.2.1 CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y DE LA POBLACIÓN ÍCTICA EN 2022	24
4.2.2 EVOLUCIÓN TEMPORAL	26
4.2.3 ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LAS ESPECIES	28
4.2.4 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS ESPECIES 2020 A 2022	31
<b>5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES</b>	<b>34</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>38</b>

---

## Resumen ejecutivo

---

La Estación de Investigación “Jaume Ferrer” (EIJF) y el Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM) han realizado durante el año 2022 la cuarta campaña del programa de seguimiento de las especies de peces vulnerables a la pesca en fondos rocosos en el entorno de la Reserva Marina de la Isla del Aire (RMIA). Este programa se inició en el año 2018, en previsión a la posible declaración de la RMIA, con el objetivo de evaluar el estado de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca y la efectividad de las medidas de gestión que se pudiesen aplicar. En el periodo 2018-2020, el seguimiento científico se realizó con periodicidad anual, coincidiendo con la declaración de la Reserva en 2019 y, a partir de entonces, se ha planteado con periodicidad bianual. Así, el presente informe técnico incorpora los resultados de los censos visuales realizados en julio de 2022, tres años después de la declaración de la RMIA. Se analiza la evolución temporal de los índices descriptores del poblamiento para el periodo 2018-2022 en el estrato superficial (<15 metros de profundidad) y para el periodo 2020-2022 en el estrato profundo (>16 metros).

Se ha utilizado la misma metodología que se aplica para evaluar el “efecto reserva” en otras zonas del Mediterráneo, así como en el resto de las áreas protegidas que integran la Red de Reservas Marinas de Baleares. Se basa en censos visuales en inmersión sobre transectos de 50x5 m (250 m<sup>2</sup>), en los que se identifica tanto la composición del hábitat predominante como las especies de peces presentes. Las especies objetivo son aquellas consideradas vulnerables a la pesca, tanto profesional como recreativa, y que se caracterizan por estar asociadas a los fondos rocosos del litoral. Los censos se han realizado en el estrato superficial —entre 5 y 15 metros de profundidad— y en el profundo —entre 16 y 26 metros—, y en tres niveles de gestión: reserva integral (RI), reserva parcial (RP) (solo en el estrato superficial) y fuera de reserva o control (C).

Se han realizado un total de 99 transectos, cubriendo un área total de muestreo de 24.750 m<sup>2</sup>, y se han llegado a identificar 21 especies de peces vulnerables a la pesca. Tras tres años de protección, los resultados del estudio indican por primera vez diferencias significativas en la evolución temporal del poblamiento de especies vulnerables a la pesca entre los distintos niveles de gestión en el estrato superficial, evidenciando un efecto positivo de las medidas de protección adoptadas. En el estrato profundo, los resultados obtenidos muestran una estabilidad del poblamiento en ambos niveles de gestión durante los dos años muestreados.

En el estrato superficial se ha registrado un incremento de la abundancia y la biomasa medias de aproximadamente un 50% dentro del área protegida desde su creación. En el estrato profundo, en cambio, los descriptores muestran una estabilidad en el tiempo dentro de cada nivel de gestión estudiado, manteniéndose las diferencias observadas entre la RI y el C en 2020 y sin llegar a ser estadísticamente significativas. Se ha observado además un cambio en la contribución relativa de las distintas especies a la biomasa total en ambos estratos de profundidad. En campañas anteriores y en todos los niveles de gestión, existía una dominancia de especies mesocarnívoras de tamaño medio (principalmente variadas y sargos) que contribuían entre el 70% y el 90% a la biomasa total observada. En el último año muestreado, el mero (especie de mayor nivel trófico y talla) ha incrementado su contribución exclusivamente en la zona de reserva, siendo actualmente la segunda especie con mayor contribución relativa a la biomasa total.

Debemos señalar que el proceso de recuperación del poblamiento en la Reserva ha sido heterogéneo, aumentando la variabilidad de las estimaciones tanto dentro de una misma estación como entre estaciones. Esta desigual respuesta en el proceso de recuperación es un resultado frecuente en otras áreas protegidas de las Baleares y puede atribuirse tanto a factores ambientales como relativos al diseño de la propia reserva y/o al patrón de explotación pesquera.

En ambos estratos, de manera general, las tallas máximas observadas han sido muy inferiores a las tallas máximas que pueden alcanzar las distintas especies, siendo los ejemplares juveniles y subadultos los más frecuentes en las poblaciones. En el caso concreto del mero, la población está compuesta casi en su totalidad por juveniles de talla inferior a la talla mínima de captura establecida para la especie. Esta relativa homogeneidad de la población en todo el rango batimétrico apunta a un buen reclutamiento, al menos en los últimos años, pero también a un alto nivel de explotación de la especie en todas las zonas de estudio.

Por último, la entrada en vigor de la nueva normativa según el Decreto 38/2022 de 5 de septiembre, mediante la cual se reduce en un 22% el área en la que se prohíbe la pesca artesanal y recreativa, acota notablemente la disponibilidad de fondos rocosos profundos protegidos. Estos hábitats son esenciales para la recuperación y conservación de las poblaciones de gran parte de las especies censadas. Teniendo en cuenta que no se ha cumplido el periodo mínimo de cinco años que se considera necesario para detectar la recuperación de las poblaciones ícticas debido a un "efecto reserva", la nueva zonificación no se ha establecido en base a criterios científicos. Esto sumado al hecho de que la RMIA sigue sin tener un servicio de vigilancia propio y con capacidad sancionadora que vele por el buen uso de los espacios protegidos, pone en riesgo la efectividad de esta reserva marina para alcanzar sus objetivos de conservación.

# 1. Introducción

---

Las áreas marinas protegidas (AMP) son figuras de gestión designadas para la protección de ecosistemas, comunidades o elementos biológicos o geológicos del medio marino que, en razón de su rareza, fragilidad, importancia o singularidad, merecen una protección especial. Las reservas marinas de interés pesquero (RMIP) son un tipo de AMP cuyo objetivo principal es la regeneración del recurso pesquero, el mantenimiento de las pesquerías artesanales tradicionales y la conservación de los ecosistemas que albergan. Además, las RMIP son espacios de encuentro entre la pesca artesanal y otros sectores como la pesca recreativa y el buceo. En ellas se aplica una legislación restrictiva para limitar la extracción de recursos, reducir el esfuerzo pesquero (profesional y recreativo) y regular la actividad del buceo, de manera que sirvan como zonas núcleo de alevinaje y producción, favoreciendo a la vez la exportación de especies comerciales a las áreas colindantes. Son, por lo tanto, uno de los principales instrumentos de gestión para una explotación y uso sostenible de los recursos marinos. Aunque los beneficios de la AMP han sido ampliamente discutidos y debatidos (Sciberras et al., 2015), en el contexto actual de aumento de los esfuerzos de conservación, incremento de las presiones y empeoramiento del estado general de la biodiversidad marina, sigue resultando esencial evaluar los resultados ecológicos de las AMP para verificar su efectividad (Rodríguez-Rodríguez y Martínez-Vega 2022).

La Red de Reservas Marinas de Baleares (RRMB) está compuesta por diez zonas protegidas de interés pesquero: cinco en Mallorca, dos en Menorca y tres en las Pitiusas, abarcando un área total protegida de aproximadamente 665 Km<sup>2</sup> equivalente al 2,4% de todo el mar Balear (Barrientos y Vaquer-Sunyer, 2022). De las dos reservas marinas existentes en Menorca, la Reserva Marina de la Isla del Aire (RMIA) se integró en la RRMB en abril de 2019 (Decreto 26/2019, de 12 de abril, BOIB núm. 48 de 13 de abril de 2019), con el objetivo de incrementar la productividad de los recursos pesqueros y conservar sus hábitats y especies marinas. Abarca una superficie de 7,2 Km<sup>2</sup> e incluye dos áreas con diferentes niveles de regulación: una zona especial de buceo, que ocupa el 85,5% de la superficie de la Reserva y donde queda prohibida toda actividad de pesca marítima y de extracción de flora y fauna a excepción de la pesca recreativa desde la costa de Menorca con caña; y una zona general, que ocupa el 14,5% de la extensión de la Reserva y donde se regula tanto la pesca artesanal como la recreativa. A diferencia de otras reservas marinas de Baleares, no incluye un área de protección integral en la que se prohíbe totalmente cualquier actividad de buceo, explotación pesquera y extracción de recursos marinos.

En 2018, en previsión de la posible declaración de la RMIA, la Estación de Investigación "Jaume Ferrer" (EIJF) y el Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM) iniciaron un programa de seguimiento de las especies de peces vulnerables a la pesca en los fondos rocosos para evaluar la efectividad de las medidas de gestión que se pudiesen aplicar. En el periodo 2018-2020, el seguimiento científico se realizó con periodicidad anual, coincidiendo con la declaración de la Reserva Marina y, a partir de entonces, se ha planteado con periodicidad bianual. Así, el presente informe técnico incorpora los resultados de los censos visuales realizados en julio de 2022, tres años después de la declaración de la RMIA, siendo la cuarta campaña realizada en el marco de este seguimiento científico. Se analiza la evolución temporal de los índices descriptores del poblamiento para el periodo 2018-2022 en el estrato superficial (<15 metros de profundidad) y para el periodo 2020-2022 en el estrato profundo (>16 metros).

Se emplea la misma metodología estandarizada utilizada para evaluar el "efecto reserva" en el Mediterráneo (ej. Garcia-Charton et al., 2004; Sala et al., 2012, Guidetti et al., 2014) y aplicada con mayor continuidad temporal tanto en las reservas marinas que integran la RRMB (ej. Coll et al., 2012, 2019, Morey et al., 2018 a, b) como en otros espacios protegidos de Baleares (ej. Ballesteros et al., 2003, Sales et al., 2004, Marsinyach y Quintana, 2011,

Quintana y Marsinyach, 2011, Coll et al., 2020a, 2022). La adquisición de datos de forma estandarizada en la franja litoral del mar Balear mediante esta técnica de muestreo no invasiva, permite comparar la evolución temporal de zonas con diferentes niveles de gestión a partir de una serie de indicadores del estado de conservación de las poblaciones ícticas, como son la riqueza de especies vulnerables a la pesca, abundancia, biomasa y distribución de tallas. Estos indicadores responden de manera rápida al grado de explotación pesquera, permitiendo valorar la idoneidad de las medidas de gestión aplicadas y asegurar así la protección del medio marino.

Cabe destacar que, en septiembre de 2022, con posterioridad a la realización del muestreo, se han modificado las medidas de gestión adoptadas en la RMIA (Decreto 38/2022, de 5 de septiembre, BOIB núm. 177 de 6 de septiembre de 2022). Esta nueva normativa supone la reducción en un 22% del área en la que se prohíbe la pesca artesanal y recreativa, la modificación de los artes y aparejos que puede utilizar la flota artesanal y el establecimiento de nuevas vedas temporales. No obstante, los datos del seguimiento de 2022 que se presentan en este informe se obtuvieron antes de la entrada en vigor de esta modificación y, por tanto, se ajustan a la zonación aplicada en el Decreto 26/2019 de creación de la RMIA (BOIB núm. 48 de 13 de abril de 2019).

## 2. Objetivos del proyecto

---

### *Objetivo general*

Evaluar el estado de conservación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca en la RMIA y la efectividad de las medidas de gestión adoptadas para su recuperación.

### *Objetivos específicos*

- Establecer un monitoreo de referencia de las poblaciones ícticas asociadas a los fondos de roca en la RMIA, donde se aplica una gestión pesquera diferenciada desde 2019.
- Consolidar la reactivación del seguimiento del medio marino de Menorca realizado por el OBSAM en el periodo 2000-2011, ampliar la serie de datos históricos y determinar tendencias futuras.
- Afianzar la colaboración entre entidades y administraciones de Menorca involucradas en la gestión del medio marino y favorecer el intercambio de información con la Dirección General de Pesca y Medio Marino.

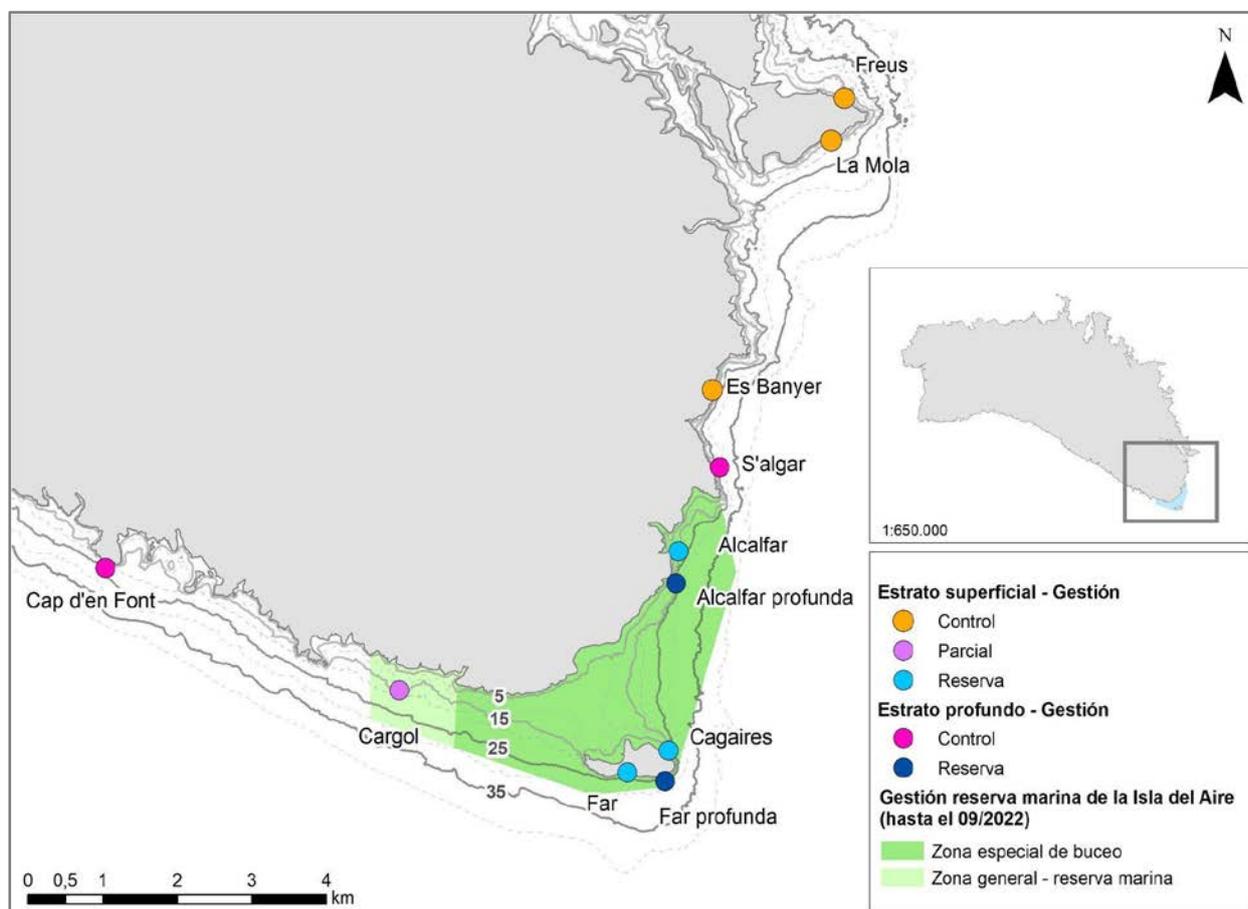
## 3. Material y métodos

---

### 3.1 ZONA DE ESTUDIO

La RMIA presenta dos niveles de protección (Fig. 1): una zona especial de buceo, identificada en el presente estudio como Reserva Integral y una zona general, identificada como Reserva Parcial. En la zona especial de buceo se prohíbe toda actividad de pesca marítima y de extracción de flora y fauna, a excepción de la pesca recreativa con caña desde la costa de Menorca. En la zona general se permite la pesca artesanal con redes, volantín y potera a un

censo de embarcaciones profesionales autorizadas, estando regulado el esfuerzo pesquero (número máximo de redes permitidas y vedas de captura establecidas). En esta zona está permitida la pesca recreativa, desde tierra y desde embarcación, con potera, volantín y curricán de superficie, estando regulados el número de aparejos y los días de la semana en los que se puede practicar. Con relación a las especies y tallas mínimas de captura, la normativa es la misma que la establecida en todas las reservas de las Islas Baleares (Dirección General de Pesca y Medio Marino, Gobierno de las Islas Baleares).



**Figura 1.** Zonación de la RMIA según el Decreto 26/2019 (BOIB núm. 48 de 13 de abril de 2019) y localización de los puntos de muestreo en el estrato superficial (<15 metros) y profundo (>16 metros).

### 3.2 METODOLOGÍA DE MUESTREO

La evaluación de las especies ícticas se realiza mediante censos visuales en inmersión a lo largo de transectos de 50 m de largo x 5 m de ancho (250m<sup>2</sup>) en los que se estima la abundancia y tallas (en clases de 5 cm) de especies vulnerables a la pesca profesional y recreativa. Las especies evaluadas en este estudio se engloban en las categorías espaciales 1, 3, 5 y 6 de Harmelin (1987), en base a la amplitud de sus desplazamientos, fidelidad a la zona y tipo de alimentación.

En cada transecto se toman además datos de las características del hábitat que pueden determinar la abundancia y distribución de las especies objetivo (García-Charton et al., 2004; Coll et al., 2013): corriente (definida como baja, media o alta), temperatura, profundidad mínima y máxima, heterogeneidad del sustrato (definida como el porcentaje

de cobertura de distintos tipos de hábitats: bloques, roca homogénea, grava, arena y pradera de *Posidonia oceanica*), rugosidad (variable categórica con niveles de 1 a 4 de la complejidad del hábitat rocoso, definida en función de la altura y abundancia de los bloques de roca y de la presencia y tipos de refugios) y pendiente (variable categórica con niveles de 1 a 4, definida por el grado de inclinación del sustrato). Para información más detallada de la metodología consultar informes previos (Marsinyach et al., 2018; Cefali et al., 2019).

### 3.3 DISEÑO DE MUESTREO

La serie temporal actual consta de cuatro campañas: junio de 2018, junio de 2019, junio de 2020 y julio de 2022 (Marsinyach et al., 2018; Cefali et al., 2019, 2020; presente informe). Durante los dos primeros años de seguimiento, el muestreo se limitó exclusivamente al estrato superficial (entre 5 y 15 metros de profundidad). Debido a los cambios ontogénicos de distribución en profundidad que presentan algunas de las especies objetivo y a las características del hábitat en la Reserva, a partir de 2020 se amplió el muestreo incluyendo un segundo estrato más profundo (entre 16 y 26 metros de profundidad). Todas las estaciones de muestreo fueron seleccionadas a partir de una prospección previa de la zona de estudio, donde se evaluaron las características y extensión del hábitat predominante y su idoneidad para aplicar la metodología de muestreo (Cefali et al., 2020). En el estrato superficial se muestrean tres estaciones en la Reserva Integral (RI), una estación en la Reserva Parcial (RP) y tres estaciones control (C) fuera del área protegida (Fig. 1). En el estrato profundo (16 – 26 m) se muestrean dos estaciones en la RI y dos estaciones C (Fig. 1). En cada estación de muestreo se realizan nueve transectos distribuidos al azar (unidad muestral - réplicas) a lo largo de varios días no consecutivos, siempre sobre sustrato rocoso y dejando una separación mínima de 20 m entre transectos para evitar autocorrelación (Ordines et al., 2005). Para evitar la variabilidad debida al comportamiento nictemeral del poblamiento y a las condiciones de iluminación, los censos se llevan a cabo entre las 10 y las 16h, siempre y cuando las condiciones del mar lo permitan. En total se han realizado 99 transectos, 63 en el estrato superficial y 36 en el estrato profundo. La menor replicación espacial en la RP y en el estrato profundo se debe a la ausencia de localidades con extensión suficiente de hábitat rocoso para la adecuada aplicación de la metodología de muestreo.

### 3.4 ANÁLISIS DE DATOS

A partir de la abundancia específica por clase de talla obtenida en el muestreo se calcula la abundancia (número de ejemplares) y la biomasa (gramos) total de cada una de las especies observadas en cada transecto. La biomasa se obtiene aplicando la relación talla-peso disponible en la bibliografía para cada una de las especies. Las matrices de abundancia y biomasa generadas son la base para el cálculo de las medias de los índices descriptores del poblamiento íctico: riqueza específica (promedio del número de especies observadas en 250 m<sup>2</sup>), abundancia (promedio del número total de ejemplares observados en 250 m<sup>2</sup>) y biomasa (promedio de la biomasa total en 250 m<sup>2</sup>). En el cálculo de estos índices se incluyen únicamente las especies nectobentónicas, pertenecientes a las categorías 3, 5 y 6 de Harmelin (1987). Se excluyen las especies pelágicas y las nectobentónicas con amplios desplazamientos horizontales, por presentar un área de campeo muy superior a la unidad muestral utilizada.

Las diferencias de la evolución temporal de los tres descriptores del poblamiento entre los distintos niveles de gestión se han evaluado mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Estos modelos permiten evaluar el efecto

de las medidas de gestión adoptadas teniendo en cuenta la distribución no normal y la estructura anidada de los datos (Zuur et al., 2009). Estos mismos modelos se han utilizado para comparar la evolución temporal entre los distintos niveles de gestión de los indicadores de abundancia y biomasa de las especies con una frecuencia de aparición superior al 50 % en alguna de las zonas. En todos los casos, los factores fijos incluidos en el modelo han sido: Tiempo (4 niveles en el estrato superficial y 2 niveles en el estrato profundo), Gestión (Reserva Integral vs Control) y su interacción, mientras que las estaciones muestreadas dentro de cada nivel de gestión se han incluido como un factor aleatorio anidado. Una interacción significativa entre los factores fijos indica una evolución diferente de las zonas con distinto nivel de gestión. Debido a que en la reserva parcial solamente se ha muestreado una zona, este nivel de gestión no ha sido incluido en el análisis. En los casos en los que la interacción Gestión \* Tiempo ha sido significativa se ha evaluado mediante GLMM, para cada nivel de gestión por separado, si los cambios observados tienen un comportamiento aleatorio o están relacionados con el tiempo de protección. Los factores incluidos en estos modelos han sido: Tiempo (factor fijo) y Estación (factor aleatorio). Teniendo en cuenta la estructura de los datos, en todos los análisis realizados, se asumió una distribución de Poisson o binomial negativa (cuando los datos presentan sobredispersión) con una función de enlace logarítmica. Los supuestos de los modelos se evaluaron por inspección gráfica de los residuales y la significación del modelo se evaluó comparándolo con el modelo nulo por el test de máxima verosimilitud. Todos los análisis estadísticos se han realizado en R versión 3.1.3 (R Core Team, 2015).

## 4. Resultados

---

### 4.1 ESTRATO SUPERFICIAL

#### 4.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y DE LA POBLACIÓN ÍCTICA EN 2022

##### *Estructura del hábitat*

El conjunto de las estaciones superficiales en 2022 muestra un patrón similar en los descriptores de la estructura del hábitat (Tabla 1), con valores medios en el rango a los obtenidos en años anteriores. La profundidad en la que se han realizado los censos ha variado entre 6,6 y 14,2 metros, con valores medios similares entre las zonas con distinto nivel de gestión. El sustrato rocoso, hábitat seleccionado para la realización de los transectos, representa más del 80% en los tres niveles de gestión (RI, RP y C) y predomina sobre el sustrato blando (arena) y pradera de *Posidonia oceanica*. La complejidad del fondo, definida por el valor de rugosidad, oscila entre 1,0 y 3,5 en todas las estaciones, con valores medios ligeramente inferiores en la RP. Esta zona se caracteriza por una baja presencia de bloques, y es la roca homogénea, en algunos casos cubierta por pradera de *P. oceanica*, el sustrato rocoso dominante. La zona control, en cambio, es la que muestra los valores más altos de rugosidad, representando los fondos de bloques el 70% del hábitat del transecto. En la tabla 1 se incluye además el rango y los valores medios de la temperatura registrada durante los días de muestreo, por tratarse de un parámetro ambiental que influye en la actividad y distribución en profundidad de las especies estudiadas y por tanto en la vulnerabilidad al método teniendo en cuenta el diseño de muestreo utilizado.

**Tabla 1.** Descriptores de los parámetros ambientales analizados: profundidad, rugosidad, porcentaje de cobertura de los principales tipos de hábitat y temperatura durante el muestreo realizado en 2022 en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la RMIA y en la zona control (C), expresadas como rango y media  $\pm$  desviación estándar (de) en un transecto de 250 m<sup>2</sup>.

	C		RI		RP	
	Rango	Media $\pm$ de	Rango	Media $\pm$ de	Rango	Media $\pm$ de
Profundidad (m)	6,6 – 13,8	10,1 $\pm$ 1,8	7,3 – 14,2	11,1 $\pm$ 2,1	6,8 – 14,2	9,4 $\pm$ 2,9
Rugosidad (escala 1-4)	1,5 – 3,5	2,4 $\pm$ 0,5	1,0 – 3,3	2,11 $\pm$ 0,7	1,0 – 3,0	1,9 $\pm$ 0,7
% Bloques	27,8 – 99,4	71,4 $\pm$ 17,1	0,0 – 99,6	37,5 $\pm$ 32,2	0,0 – 40,0	13,0 $\pm$ 16,3
% Sustrato Rocoso	63,4 – 100,0	86,7 $\pm$ 11,4	35,0 – 100,0	89,3 $\pm$ 14,2	54,0 – 98,6	83,1 $\pm$ 14,3
% <i>Posidonia oceanica</i>	0,0 – 29,0	11,5 $\pm$ 10,07	0,0 – 65,0	9,0 $\pm$ 13,5	1,4 – 40,0	14,9 $\pm$ 11,8
Temperatura (°C)	24,0 – 26,1	25,0 $\pm$ 0,7	24,0 – 26,0	25,1 $\pm$ 0,7	24,0 – 25,5	24,8 $\pm$ 0,6

### Composición del Poblamiento

En el conjunto de estaciones muestreadas en 2022 se han censado 20 especies, cuatro de las cuales presentan amplios desplazamientos horizontales (*Dentex dentex* y *Dasyatis pastinaca*) o son epipelágicas (*Seriola dumerili* y *Sphyaena viridensis*) con baja relación con el sustrato (Tabla 2). Las familias con mayor número de especies han sido los espáridos (seis especies) y los serránidos (tres especies). La mayor diversidad se ha observado en la RI, con un total de 18 especies (14 de ellas nectobentónicas), mientras que la zona C presentan una riqueza específica total inferior, 12 especies censadas (todas ellas nectobentónicas a excepción de *S. viridensis*). La RP, nivel de gestión con menor esfuerzo de muestreo, es, como cabría esperar por ello, la zona con menor diversidad específica total (Tabla 2). Cabe resaltar la presencia en los censos por primera vez de *Sparisoma cretense*, especie nativa del Mediterráneo en expansión hacia las zonas más septentrionales, probablemente como resultado del calentamiento global (Esposito et al., 2021).

**Tabla 2.** Frecuencia de aparición de todas las especies censadas en los tres niveles de gestión muestreados (C=Control, RI=Reserva Integral, RP=Reserva Parcial) en el estrato superficial (< 15 m de profundidad) en 2022. Con asterisco se indican las especies nectobentónicas incluidas en los análisis.

Familia	Especie	C	RI	RP
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>		3,7%	
	<i>Diplodus puntazzo</i> *	18,5%	40,7%	33,3%
	<i>Diplodus sargus</i> *	81,5%	92,6%	100,0%
	<i>Diplodus vulgaris</i> *	100,0%	100,0%	100,0%
	<i>Sparus aurata</i> *		14,8%	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> *	18,5%	22,2%	22,2%
Labridae	<i>Labrus merula</i> *	37,0%	11,1%	55,6%
	<i>Labrus viridis</i> *	18,5%	3,7%	
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i> *		7,4%	
	<i>Epinephelus marginatus</i> *	37,0%	77,8%	33,3%
	<i>Mycteroperca rubra</i> *		7,4%	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i> *	7,4%	25,9%	22,2%

Familia	Especie	C	RI	RP
Phycidae	<i>Phycis phycis</i> *		7,4%	
Carangidae	<i>Seriola dumerilli</i>		3,7%	
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> *	3,7%	18,5%	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	7,4%	11,1%	22,2%
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>		3,7%	
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i> *		3,7%	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> *	3,7%		
	<i>Scorpaena scrofa</i> *	7,4%		

## 4.1.2 EVOLUCIÓN TEMPORAL

### Índices poblacionales

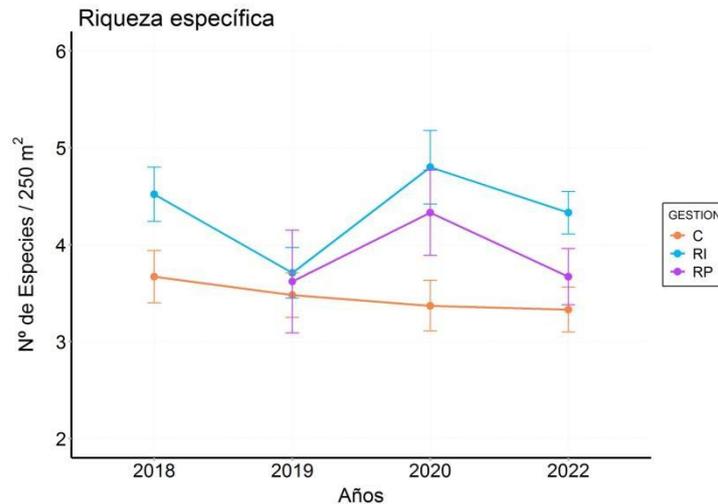
Los valores medios de los índices de riqueza específica total y de riqueza específica, abundancia y biomasa de las especies nectobentónicas por transecto obtenidos en 2022 se dan en la tabla 3.

**Tabla 3.** Valores medios de riqueza específica total y riqueza específica, abundancia y biomasa (kg) de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) obtenidos en el estrato superficial en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la RMIA y en la zona control (C) en 2022.

	C	RI	RP
<b>Riqueza Total</b>	3,4 $\pm$ 0,3	4,6 $\pm$ 0,2	3,9 $\pm$ 0,3
<b>Riqueza NB</b>	3,3 $\pm$ 0,2	4,3 $\pm$ 0,2	3,7 $\pm$ 0,3
<b>Abundancia</b>	18,2 $\pm$ 2,5	57,8 $\pm$ 14,6	38,7 $\pm$ 16,3
<b>Biomasa (kg)</b>	1,3 $\pm$ 0,2	6,4 $\pm$ 1,5	4,1 $\pm$ 1,6

### Riqueza específica

El número total de especies nectobentónicas por transecto observado en 2022 ha variado entre uno y siete. Al considerar todas las especies, el valor máximo llega a ocho. Desde el inicio del seguimiento, la riqueza específica media de las especies nectobentónicas ha estado comprendida entre tres y cinco en 250 m<sup>2</sup>, presentando actualmente valores medios muy similares a los observados antes de la creación de la Reserva (2018: RI: 4,5  $\pm$  0,3; C: 3,7  $\pm$  0,3) (Fig. 2). Al igual que en los años anteriores, la riqueza específica ha sido ligeramente superior en la RI que en los otros niveles de gestión (Tabla 3, Fig. 2). Estas diferencias observadas desde el inicio del seguimiento quedan reflejadas en los resultados del análisis, siendo el nivel de gestión el único factor significativo, con valores medios superiores en la RI que en el C (Tabla 4). La RP, zona no incluida en el análisis, presenta valores intermedios entre los otros niveles de gestión (Fig. 2).



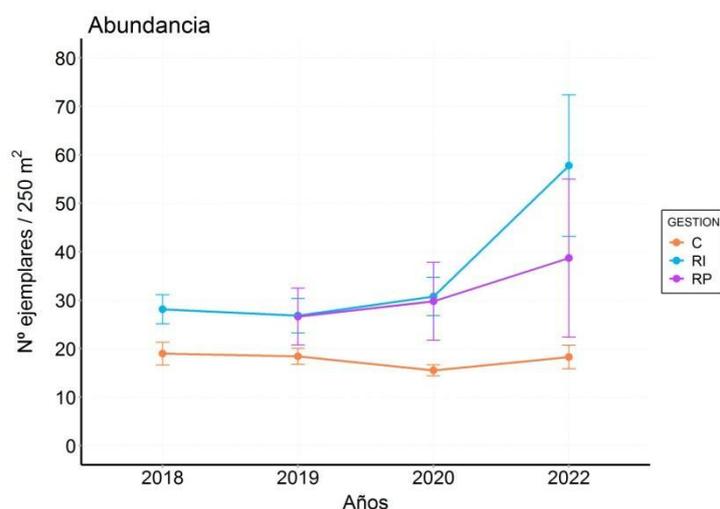
**Figura 2.** Valores medios de riqueza específica de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

**Tabla 4.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la riqueza específica en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	1,26	0,06	21,97	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,21	0,08	2,64	<b>0,008</b>
TIEMPO (T)	-0,02	0,04	-0,65	0,52
G * T	0,02	0,05	0,47	0,64

### Abundancia

La abundancia media de las especies nectobentónicas en 2022 ha variado entre 18,3 y 57,8 ejemplares por transecto (Tabla 3). Desde el inicio del seguimiento, la zona de RI ha presentado una abundancia media mayor que la zona C (factor Gestión:  $p = 0,002$ , Tabla 5), siendo actualmente del orden de tres veces superior en la zona protegida que en la zona control (Tabla 3). En la zona C la densidad media se ha mantenido constante en los cuatro años de estudio, oscilando entre 15 y 19 ejemplares por transecto, mientras que en la RI se observa una tendencia creciente, habiéndose duplicado desde su creación (2019:  $26,8 \pm 3,6$ ; 2022:  $57,8 \pm 14,6$  ejemplares / 250m<sup>2</sup>). Sin embargo, de forma paralela al incremento en densidad observado en la Reserva, ha aumentado la dispersión de las estimaciones (Fig. 3) tanto a pequeña (entre transectos) como a mediana (entre estaciones dentro del mismo nivel de gestión) escala espacial, debido a la presencia de especies gregarias, principalmente de *Diplodus vulgaris*. Esta gran variabilidad de los valores de abundancia disminuye la potencia del análisis y provoca que la interacción entre los factores Tiempo y Gestión no sea significativa (Tabla 5), a pesar de la diferente evolución temporal experimentada por ambas zonas (Fig.3). La única estación muestreada en la RP, presenta una evolución en el tiempo similar a la zona de RI, con valores de abundancia comprendidos entre los otros niveles de gestión y una gran variabilidad entre transectos (Fig. 3).



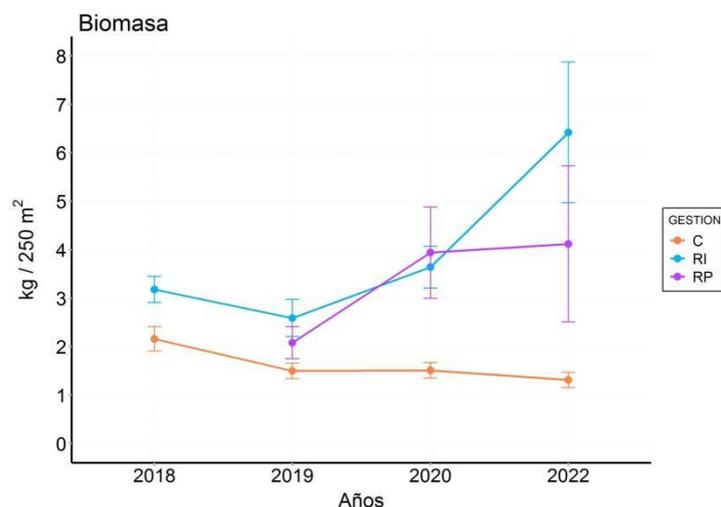
**Figura 3.** Valores medios de abundancia en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

**Tabla 5.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca incluyendo los factores fijos del nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	2,89	0,11	26,17	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,49	0,15	3,14	<b>0,002</b>
TIEMPO (T)	-0,01	0,07	-0,19	0,84
G * T	0,15	0,09	1,67	0,09

## Biomasa

La biomasa media de las especies nectobentónicas en 2022 ha variado entre 1,3 y 6,4 kg por transecto (Tabla 3). La biomasa en 2022 presenta, al igual que la densidad, una alta variabilidad en la zona protegida y muy superior a la observada en la zona control (Fig. 4). Los dos niveles de protección analizados presentan una evolución significativamente diferente en el tiempo (interacción Gestión \* Tiempo:  $p < 0,05$ , Tabla 6) indicando que las medidas de gestión adoptadas han tenido un efecto en la biomasa de especies vulnerables a la pesca. Así, en la zona de RI se observa un aumento, en el límite de la significación, de la biomasa desde la creación de la Reserva (Tabla 7), situándose actualmente en 6,4 kg por transecto, lo que representa un incremento de aproximadamente de 4 Kg desde el inicio de la protección. Por el contrario, en la zona C, la biomasa presenta una tendencia ligeramente decreciente en el tiempo, aunque no significativa (Tabla 7; Fig. 4), alcanzando este año los valores medios más bajos (1,3 kg) de toda la serie histórica del seguimiento. Estas tendencias temporales divergentes acentúan las diferencias que ya existían entre ambas zonas antes de la creación de la RMIA. Así, en 2018, la biomasa media en la futura RI era del orden de 1,5 veces superior a la zona C y actualmente, después de 3 años de protección, es del orden de 5 veces superior a la zona no protegida (Tabla 3 y Fig. 4). En la zona de RP también ha tenido lugar un incremento de biomasa en el tiempo, duplicándose desde la creación de la reserva; sin embargo y a diferencia de la RI, el mayor cambio tuvo lugar durante el primer año de protección (Fig. 4), habiéndose estabilizado sobre 4 kg en estos dos últimos años.



**Figura 4.** Biomasa (kg) media en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

**Tabla 6.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la biomasa en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca incluyendo los factores fijos del nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	0,55	0,13	4,11	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,61	0,18	3,33	<b>&lt; 0,001</b>
TIEMPO (T)	-0,11	0,08	0,08	0,17
G * T	0,25	0,11	2,29	<b>0,02</b>

**Tabla 7.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la biomasa en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca en la zona de reserva integral y en la zona control para el factor fijo tiempo. ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables		Coeficiente	ee	z	p
Reserva Integral	Intercepto	1,16	0,13	9,19	<b>&lt;0,001</b>
	TIEMPO (T)	0,14	0,07	1,93	0,05
Control	Intercepto	0,55	0,13	4,12	<b>&lt;0,001</b>
	TIEMPO (T)	-0,11	0,08	-1,35	0,18

### 4.1.3 ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LAS ESPECIES

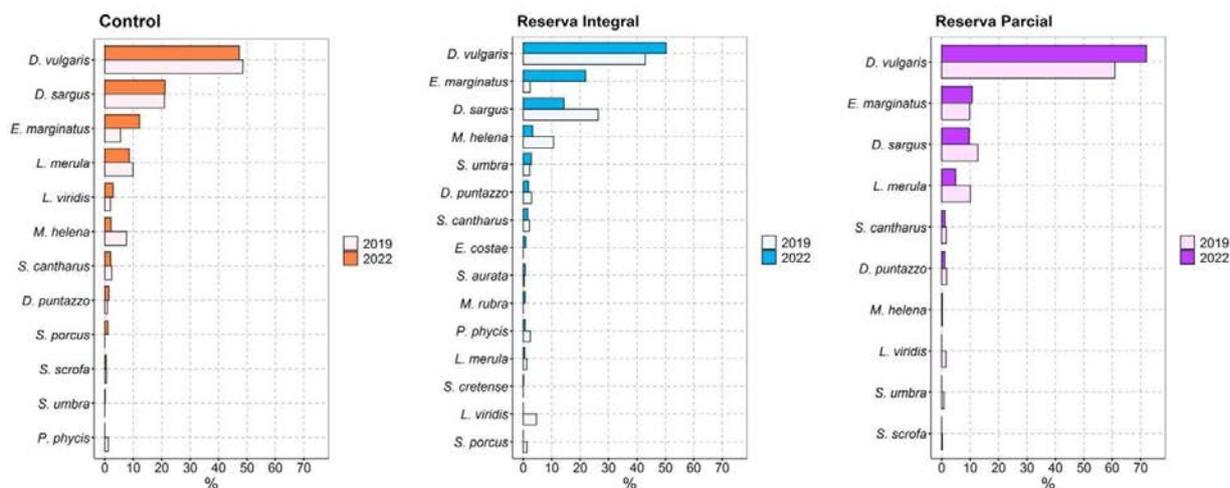
La abundancia y biomasa media por transecto de las especies nectobentónicas observadas en los distintos niveles de gestión en 2022 se indican en la tabla 8.

Al igual que en años anteriores, *D. vulgaris* y *Diplodus sargus* son las únicas especies con una alta frecuencia de aparición (> 80%) (Tabla 2) y las que presentan mayor abundancia media (Tabla 8), englobando conjuntamente más del 90% del número de ejemplares censados por transecto en todas las zonas. Exceptuando a *Epinephelus marginatus* y *Labrus merula*, especies con frecuencia de aparición media (> 50% en alguna de las zonas), el resto de las especies censadas presentan tanto una baja ocurrencia (< 25%) como una baja abundancia y biomasa media (< 1 individuo o 1 kg), similar a la observada en años anteriores. Cabe resaltar la presencia únicamente en la zona de RI, aunque con baja ocurrencia, abundancia y biomasa media, de *Epinephelus costae*, *Mycteroperca rubra*, *Phycis phycis*, *Sparus aurata*, *Sparisoma cretense*, *Dentex dentex*, *Seriola dumerili* y *Dasyatis pastinaca*, mientras que las dos especies de escorpaénidos (*Scorpaena porcus* y *Scorpaena scrofa*) solo se han censado en la zona control, siendo este el primer año en el que no se observa ningún individuo en el estrato superficial dentro de los límites de la Reserva.

**Tabla 8.** Abundancia y biomasa (kg) media en 250 m<sup>2</sup> ± error estándar (ee) de las especies nectobentónicas censadas en los tres niveles de gestión muestreados (C= control, RI= reserva integral, RP= reserva parcial) en el estrato superficial (<15 m de profundidad) en 2022.

	Abundancia			Biomasa		
	C	RI	RP	C	RI	RP
	Media ± ee	Media ± ee	Media ± ee	Media ± ee	Media ± ee	Media ± ee
<i>D. puntazzo</i>	0,22 ± 0,10	0,67 ± 0,19	0,33 ± 0,17	0,02 ± 0,01	0,12 ± 0,04	0,05 ± 0,02
<i>D. sargus</i>	2,44 ± 0,39	7,26 ± 1,53	3,44 ± 0,53	0,28 ± 0,05	0,92 ± 0,17	0,40 ± 0,07
<i>D. vulgaris</i>	13,93 ± 2,32	45,93 ± 14,43	33,00 ± 16,39	0,62 ± 0,11	3,23 ± 1,31	2,97 ± 1,56
<i>S. aurata</i>	-	0,19 ± 0,09	-	-	0,05 ± 0,02	-
<i>S. cantharus</i>	0,26 ± 0,11	0,48 ± 0,22	0,44 ± 0,34	0,03 ± 0,01	0,10 ± 0,06	0,05 ± 0,04
<i>L. merula</i>	0,48 ± 0,13	0,15 ± 0,09	0,56 ± 0,18	0,11 ± 0,04	0,03 ± 0,02	0,20 ± 0,11
<i>L. viridis</i>	0,22 ± 0,10	0,04 ± 0,04	-	0,04 ± 0,03	0,001 ± 0,001	-
<i>E. costae</i>	-	0,07 ± 0,05	-	-	0,06 ± 0,04	-
<i>E. marginatus</i>	0,48 ± 0,14	2,15 ± 0,32	0,67 ± 0,37	0,16 ± 0,05	1,41 ± 0,26	0,44 ± 0,23
<i>M. rubra</i>	-	0,07 ± 0,05	-	-	0,05 ± 0,03	-
<i>M. helena</i>	0,07 ± 0,05	0,37 ± 0,14	0,22 ± 0,15	0,03 ± 0,02	0,22 ± 0,13	0,01 ± 0,01
<i>P. phycis</i>	-	0,07 ± 0,05	-	-	0,04 ± 0,04	-
<i>S. umbra</i>	0,04 ± 0,04	0,30 ± 0,14	-	0,002 ± 0,002	0,19 ± 0,08	-
<i>S. cretense</i>	-	0,04 ± 0,04	-	-	0,01 ± 0,01	-
<i>S. porcus</i>	0,04 ± 0,04	-	-	0,02 ± 0,02	-	-
<i>S. scrofa</i>	0,07 ± 0,05	-	-	0,01 ± 0,01	-	-

A pesar de la similitud en el tiempo de la composición específica del poblamiento y frecuencia de aparición de la mayoría de las especies censadas, el incremento en biomasa que ha tenido lugar en las zonas de la RMIA ha implicado un cambio en la contribución relativa de las distintas especies a la biomasa total (Fig. 5).



**Figura 5.** Biomasa relativa (%) de las especies nectobentónicas observadas en 2019 y 2022 en la zona de reserva integral y reserva parcial de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C).

En 2019, año de creación de la RMIA, las especies mesocarnívoras de nivel trófico medio representaban más del 80% en todas las zonas, siendo *D. vulgaris* y *D. sargus* las especies con mayor contribución a la biomasa total. Esta situación se ha mantenido en la zona control, mientras que en la reserva integral ha aumentado la contribución relativa de especies de alto nivel trófico objetivo de la pesca submarina con arpón (ej.: grandes serránidos, sciaenidos), las cuales representan actualmente el 31% de la biomasa, siendo *E. marginatus* la segunda especie con mayor contribución relativa a la biomasa total en esta zona (22%).

El rango de tallas y la talla media de las especies nectobentónicas observadas en los distintos niveles de gestión en 2022 se indican en la tabla 9. En todas las zonas de estudio, las tallas máximas observadas han sido muy inferiores a las tallas máximas que pueden llegar a alcanzar las distintas especies, siendo los juveniles y subadultos los ejemplares más frecuentes en las poblaciones. Sin embargo, teniendo en cuenta las especies comunes a las tres zonas, cabe destacar que el rango de talla y la talla media son siempre ligeramente superiores en la RI que en el C, con excepción de los grandes lábridos (*L. viridis* y *L. merula*).

**Tabla 9.** Número de ejemplares (N), rango de talla y talla media (LTm  $\pm$  desviación estándar) de las especies censadas en los tres niveles de gestión muestreados (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato superficial (<15 m de profundidad) en 2022. LTm: longitud total media; de: desviación estándar. La talla se refiere a la longitud total (LT) en cm.

	Estructura de tallas								
	C			RI			RP		
	N	Rango	LTm $\pm$ de	N	Rango	LTm $\pm$ de	N	Rango	LTm $\pm$ de
<i>D. puntazzo</i>	6	10-25	17,5 $\pm$ 3,2	19	15-40	22,0 $\pm$ 5,5	3	15-25	20,8 $\pm$ 2,9
<i>D. sargus</i>	66	5-35	17,4 $\pm$ 4,9	200	5-30	18,8 $\pm$ 4,0	31	10-30	18,5 $\pm$ 3,3
<i>D. vulgaris</i>	376	5-30	13,4 $\pm$ 3,7	1257	5-30	15,6 $\pm$ 4,2	297	5-30	17,5 $\pm$ 3,4
<i>S. aurata</i>	-	-	-	5	20-35	27,0 $\pm$ 3,5	-	-	-
<i>S. cantharus</i>	7	10-25	18,2 $\pm$ 3,5	13	15-30	23,3 $\pm$ 4,5	4	15-25	18,8 $\pm$ 2,5
<i>L. merula</i>	13	10-40	23,7 $\pm$ 7,1	4	10-30	23,8 $\pm$ 7,5	5	10-40	25,5 $\pm$ 11,5

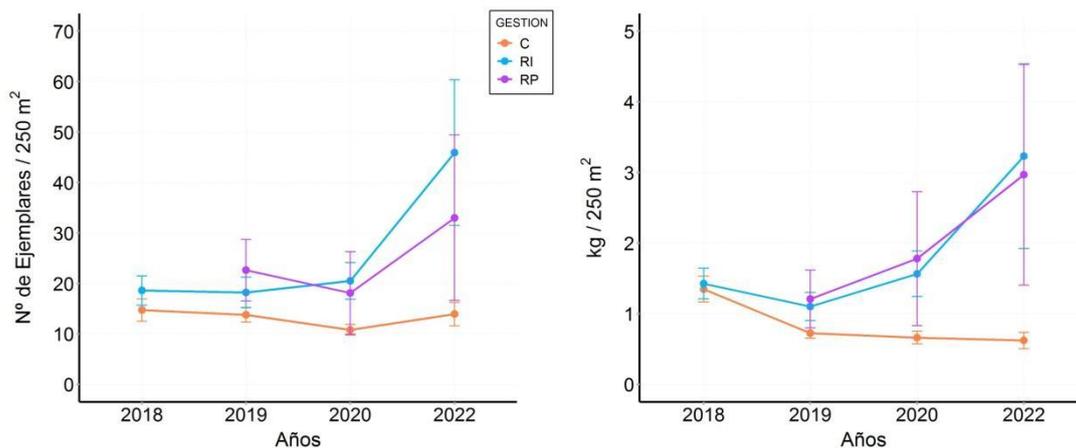
	Estructura de tallas								
	C			RI			RP		
	N	Rango	LTm ± de	N	Rango	LTm ± de	N	Rango	LTm ± de
<i>L. viridis</i>	6	10-40	20,0 ± 10,4	1	10-15	12,5	-	-	-
<i>E. costae</i>	-	-	-	2	35-45	40,0 ± 3,5	-	-	-
<i>E. marginatus</i>	13	15-40	26,7 ± 5,3	62	5-55	31,9 ± 9,4	6	20-45	33,3 ± 7,4
<i>M. rubra</i>	-	-	-	2	30-45	37,0 ± 7,1	-	-	-
<i>M. helena</i>	2	60	60,0	10	30-90	63,0 ± 17,0	2	30	30,0
<i>P. phycis</i>	-	-	-	2	35-45	35,0 ± 10,6	-	-	-
<i>S. umbra</i>	1	15-20	17,5	8	30-45	35,6 ± 4,6	-	-	-
<i>S. cretense</i>	-	-	-	1	25-30	27,5	-	-	-
<i>S. scrofa</i>	2	15-20	17,5	1	30-35	32,5	-	-	-
<i>S. porcus</i>	1	25-30	27,5	-	-	-	-	-	-

Del total de especies censadas, únicamente tres especies (*D. vulgaris*, *D. sargus* y *E. marginatus*) presentan una frecuencia de aparición suficiente ( $\geq$  al 50% en las zonas de RI y C) para evaluar si hay diferencias en la evolución temporal de los índices de abundancia y biomasa de sus poblaciones entre la zona de RI y la zona C. Además, *D. vulgaris* y *D. sargus* han presentado desde la creación de la RMIA en 2019 un número representativo de ejemplares ( $\geq$  30) en las distintas zonas para comparar sus distribuciones de talla y talla media.

#### 4.1.4 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS ESPECIES 2020 a 2022

##### *Diplodus vulgaris*

*Diplodus vulgaris* es la única especie observada en todos los transectos realizados en 2022 y la que presenta mayor abundancia y biomasa media en todas las zonas desde el inicio del seguimiento. En 2022, la abundancia y biomasa media de la especie ha estado comprendida entre 13,9 y 45,9 ejemplares y entre 0,6 y 3,2 kg en 250 m<sup>2</sup> (Tabla 8). La evolución en el tiempo de la población en las zonas de RI y C difiere significativamente tanto en abundancia (Gestión \* Tiempo:  $p = 0,04$ ), como en biomasa (Gestión \* Tiempo:  $p = 0,02$ ) (Tabla 10) indicando un efecto de las medidas de gestión adoptadas. El análisis de la evolución temporal de la población en cada una de las zonas indica una tendencia significativamente creciente de ambos índices poblacionales en la zona de RI, mientras que, por el contrario, en la zona C la población no presenta cambios significativos desde el inicio del seguimiento (Tabla 11, Fig. 6). En 2018, antes de la creación de la RMIA, la población presentaba una abundancia y biomasa similares en ambas zonas, con valores medios comprendidos entre 14,7 ( $\pm 2,2$ ) y 18,6 ( $\pm 2,9$ ) ejemplares y 1,4 kg por transecto, mientras que actualmente es del orden de tres y cinco veces mayor respectivamente en la zona de RI que en la zona C. Cabe resaltar que, de forma paralela al aumento de ambos indicadores en las zonas de reserva, ha aumentado la variabilidad de las estimaciones (Fig. 6) a pequeña y mediana escala espacial, debido a la presencia más frecuente de bancos de 50 a 200 ejemplares en la estación de Cagaires. En la RP también ha tenido lugar un incremento de la población en el tiempo, similar al observado en la RI (Fig.6).



**Figura 6.** Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Diplodus vulgaris* en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

**Tabla 10.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m<sup>2</sup> de *Diplodus vulgaris* incluyendo los factores fijos del nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

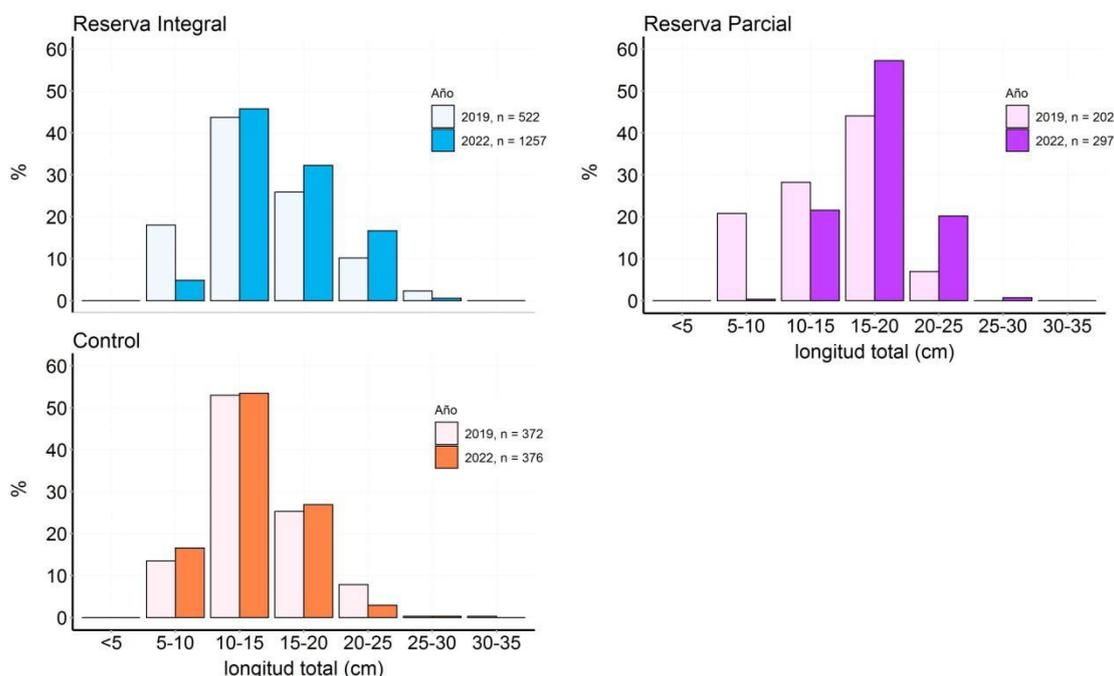
Variables	Abundancia				Biomasa			
	Coeficiente	ee	z	p	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	2,60	0,11	23,42	<b>&lt; 0,001</b>	-0,07	0,15	-0,49	0,63
GESTIÓN (G)	0,39	0,16	2,45	<b>0,01</b>	0,41	0,21	1,93	0,05
TIEMPO (T)	-0,02	0,07	-0,25	0,80	-0,19	0,10	-1,88	0,06
G * T	0,19	0,09	2,07	<b>0,04</b>	0,30	0,13	2,32	<b>0,02</b>

**Tabla 11.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para los valores de abundancia y biomasa media en 250 m<sup>2</sup> de *Diplodus vulgaris* en la zona de reserva integral y en la zona control para el factor fijo tiempo. ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Reserva	Variables	Abundancia				Biomasa			
		Coeficiente	ee	z	p	Coeficiente	ee	z	p
Integral	Intercepto	2,99	0,11	26,51	<b>&lt; 0,001</b>	0,36	0,17	2,11	<b>0,03</b>
	TIEMPO (T)	0,17	0,06	2,69	<b>0,007</b>	0,23	0,17	2,10	<b>0,03</b>
Control	Intercepto	2,60	0,11	23,42	<b>&lt; 0,001</b>	-0,07	0,15	-0,49	0,63
	TIEMPO (T)	-0,02	0,06	-0,25	0,80	-0,19	0,10	-1,88	0,06

En la figura 7 se muestra la distribución de tallas de *D. vulgaris* en 2019, año de creación de la RMIA, y en 2022. El rango y distribución de tallas de la población ha sido muy similar en la zona de RI y en la zona C desde la creación del área protegida, estando comprendido entre 5 y 30 cm, con una moda entre 10-15 cm. Sin embargo, en el último año de seguimiento, la frecuencia de ejemplares adultos (LT > 20 cm) ha sido ligeramente superior que en años anteriores en la RI. Esta mayor frecuencia de adultos se refleja en las tallas medias de la población, que han presentado un ligero incremento de  $14,3 \pm 4,8$  cm a  $15,6 \pm 4,2$  cm en la zona de RI, mientras que en la zona C se han

mantenido más homogéneas a lo largo del tiempo (2019:  $14,0 \pm 4,1$  cm; 2022:  $13,4 \pm 3,7$  cm). Actualmente, la población de esta especie en la zona RP presenta tanto una moda (15-20 cm), talla media ( $17,5 \pm 3,4$  cm) y frecuencia de ejemplares adultos (21%) mayor que en los otros dos niveles de gestión.



**Figura 7.** Distribución de talla de la población de *Diplodus vulgaris* en los tres niveles de gestión en 2019 (año de la declaración de la Reserva Marina de la Isla del Aire) y en 2022.

### *Diplodus sargus*

La abundancia y biomasa media de la población de *D. sargus* en 2022 ha estado comprendida entre 2,4 y 7,3 ejemplares y entre 0,3 y 0,9 kg por transecto, respectivamente (Tabla 8). Los resultados del análisis de ambos índices indican que las medidas de protección adoptadas no han tenido un efecto significativo sobre la población de esta especie (Gestión \* tiempo  $p > 0,05$ ) (Tabla 12), manteniéndose las diferencias que existían entre ambas zonas antes de la creación de la RMIA (Fig. 8). Así, desde el inicio del seguimiento, la zona declarada RI ha presentado valores medios de abundancia y biomasa significativamente mayores que la zona control (Gestión:  $p < 0,001$ ) (Tabla 12, Fig. 8). La población en la zona de RP presenta cambios temporales más acentuados que los observados en los otros dos niveles de gestión, sin una tendencia clara en el tiempo (Fig. 8), con valores máximos de densidad ( $9,0 \pm 2,5$  ejemplares) y biomasa ( $1,30 \pm 0,36$  kg) observados en 2020.

Al igual que en años anteriores, la distribución de tallas de *D. sargus* ha sido similar en las zonas con distinto nivel de gestión, con una moda entre 15-20 cm y talla media comprendida entre  $17,4 (\pm 4,9)$  y  $18,8$  cm ( $\pm 4,0$ ) (Tabla 9, Fig. 9). Sin embargo, el rango de tallas de la población es más amplio en la zona C que en el área protegida, con mayor frecuencia relativa tanto de ejemplares juveniles (LT < 15 cm) y adultos de talla grande (>25 cm), como talla máxima observada.

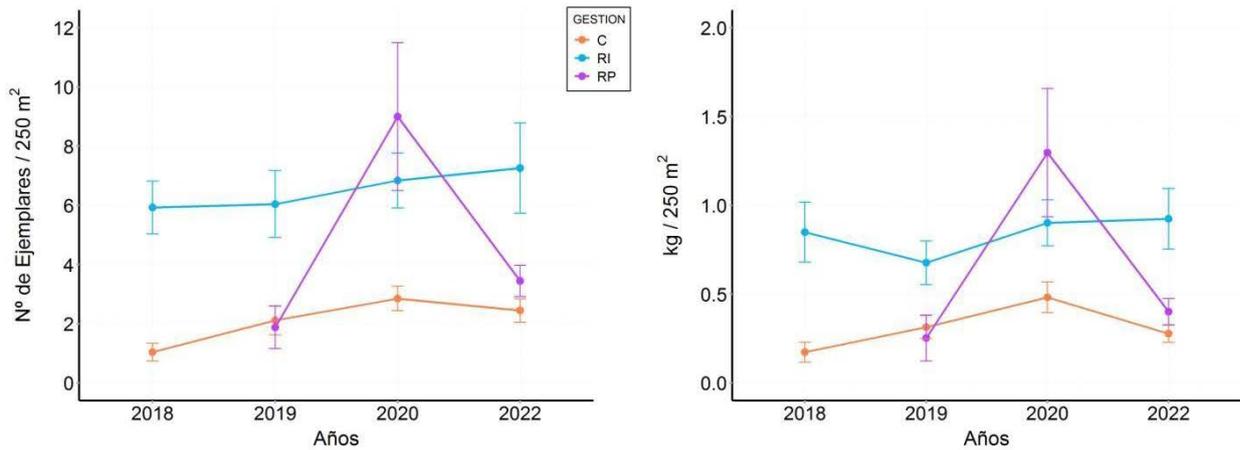


Figura 8. Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Diplodus sargus* en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

Tabla 12. Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m<sup>2</sup> de *Diplodus sargus* incluyendo los factores fijos del nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Abundancia					Biomasa			
Variables	Coeficiente	ee	z	p	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	0,58	0,17	3,36	< 0,001	-1,23	0,23	-5,34	< 0,001
GESTIÓN (G)	1,22	0,24	5,18	< 0,001	1,03	0,28	3,62	< 0,001
TIEMPO (T)	0,17	0,08	2,00	0,05	0,08	0,14	0,58	0,56
G * T	-0,13	0,11	-1,14	0,26	-0,04	0,17	-0,23	0,81

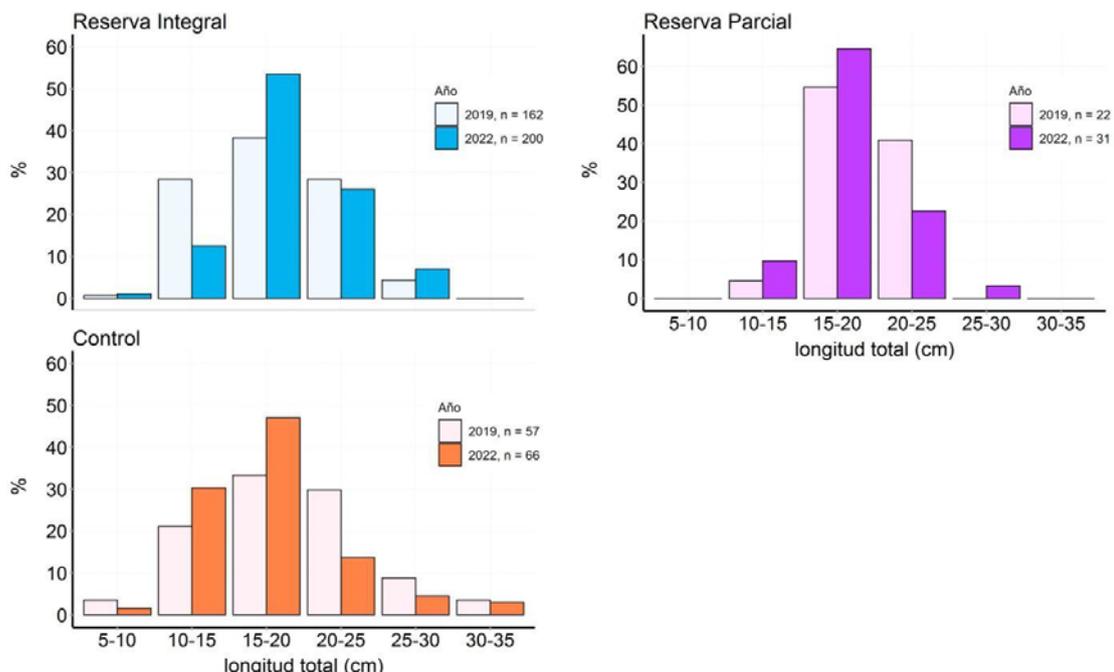
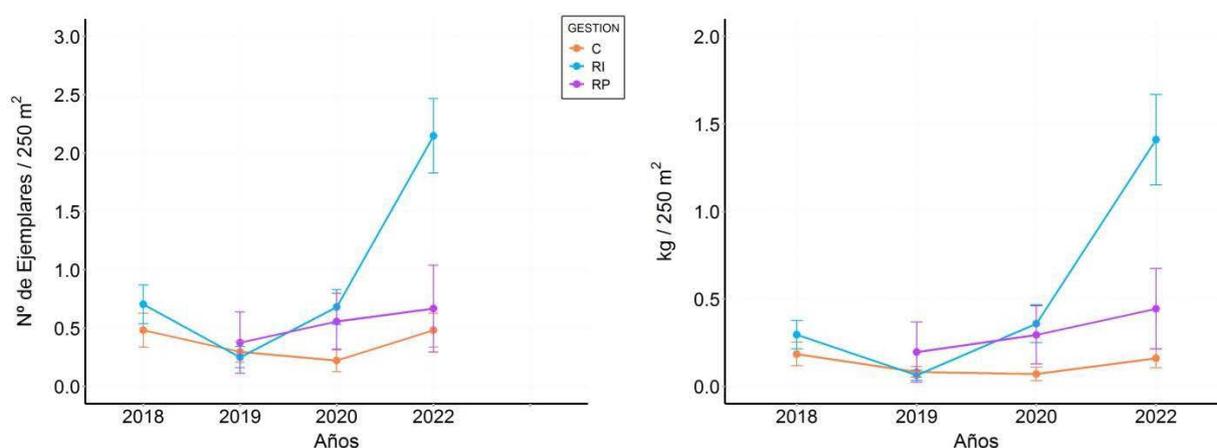


Figura 9. Distribución de talla de la población de *Diplodus sargus* en los tres niveles de gestión en 2019 (año de la declaración de la Reserva Marina de la Isla del Aire) y en 2022.

## Epinephelus marginatus

La abundancia y biomasa media de la población de *E. marginatus* en 2022 ha variado entre 0,5 y 2,2 ejemplares y entre 0,2 y 1,4 kg por transecto (Tabla 8). *Epinephelus marginatus* presenta una evolución significativamente diferente en las zonas de RI y C, tanto en abundancia (Gestión\*Tiempo:  $p = 0,002$ ) como en biomasa (Gestión\*Tiempo:  $p = 0,02$ ) (Tabla 13, Fig. 10). El análisis de la evolución temporal de la población dentro de cada nivel de gestión indica que, en la zona de RI, tanto la abundancia como la biomasa han aumentado significativamente desde la creación de la Reserva Marina (Tiempo;  $p < 0,001$ ), mientras que la población no ha experimentado cambios significativos durante este periodo en la zona C (Tiempo;  $p > 0,05$ ) (Tabla 14). En 2018, antes de la creación de la RMIA, la población presentaba una abundancia y biomasa similares en ambas zonas con valores medios comprendidos entre 0,5 y 0,7 ejemplares y entre 0,2 y 0,3 kg por transecto, mientras que actualmente la población presenta una abundancia y biomasa del orden de cuatro y nueve veces mayor respectivamente en la zona de RI que en la zona C (Fig. 10). En la zona de RP también ha tenido lugar un aumento de la población en el tiempo, aunque a una tasa inferior a la observada en la RI.



**Figura 10.** Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Epinephelus marginatus* en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) entre 2018 y 2022.

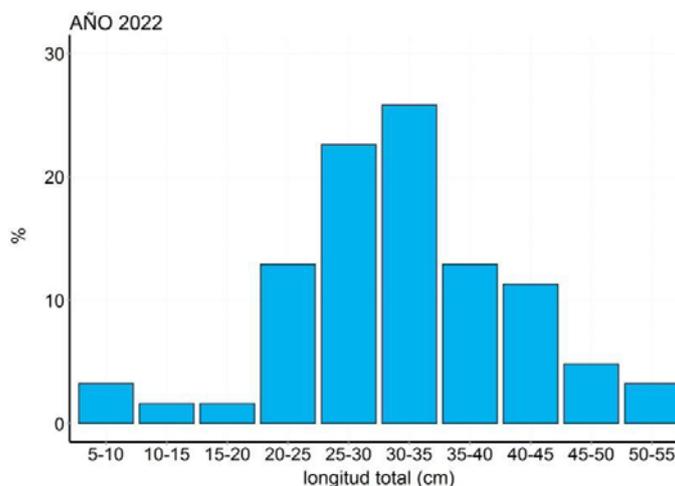
**Tabla 13.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m<sup>2</sup> de *Epinephelus marginatus* incluyendo los factores fijos del nivel de gestión (RI y C) y el tiempo (2018, 2019, 2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Abundancia				Biomasa			
	Coeficiente	ee	z	p	Coeficiente	ee	z	p
Intercepto	-1,07	0,28	-3,89	<b>&lt; 0,001</b>	-2,12	0,39	-5,48	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,48	0,38	1,29	0,20	0,67	0,52	1,30	0,19
TIEMPO (T)	0,02	0,11	0,22	0,83	-0,01	0,19	-0,04	0,97
G * T	0,38	0,12	3,04	<b>0,002</b>	0,54	0,23	2,38	<b>0,02</b>

**Tabla 14.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para los valores de abundancia y biomasa media en 250 m<sup>2</sup> de *Epinephelus marginatus* en la zona de reserva integral y en la zona control para el factor fijo tiempo. ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables		Abundancia				Biomasa			
		Coficiente	ee	z	p	Coficiente	ee	z	p
Reserva Integral	Intercepto	-0,58	0,26	-2,26	<b>0,02</b>	-1,48	0,40	-3,66	<b>&lt;0,001</b>
	TIEMPO (T)	0,40	0,07	5,99	<b>&lt;0,001</b>	0,53	0,12	4,46	<b>&lt;0,001</b>
Control	Intercepto	-1,07	0,27	-3,91	<b>&lt;0,001</b>	-2,08	0,32	-6,45	<b>&lt;0,001</b>
	TIEMPO (T)	0,02	0,10	0,22	0,83	-0,001	0,19	-0,04	0,97

En la figura 11 se representa la distribución de tallas de *E. marginatus* en 2022 en la reserva integral, única zona en la que se han censado un número de ejemplares representativo ( $n = 62$ ). La población observada ha estado compuesta casi en su totalidad por individuos juveniles y subadultos de talla inferior a la talla de primera madurez estimada para la especie (49 cm, Reñones et al., 2010), siendo sin embargo el rango de tallas y la talla media superior en la zona de RI que en la zona C (Tabla 9). Cabe destacar, la presencia por primera vez en la zona de RI de ejemplares de longitud total mayor o igual a la talla mínima de captura establecida para la especie en Baleares (45 cm LT, Real Decreto 560/1995), los cuales representan el 8% del total de ejemplares censados.



**Figura 11.** Distribución de tallas de la población de *Epinephelus marginatus* en la zona de reserva integral de la Reserva Marina de la Isla del Aire en 2022.

## 4.2 ESTRATO PROFUNDO

### 4.2.1 CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y DE LA POBLACIÓN ÍCTICA EN 2022

#### *Estructura del hábitat*

Las estaciones muestreadas en el estrato profundo en 2022 presentan un patrón similar en la estructura del hábitat, con un rango y valores medios de los distintos descriptores similares a los obtenidos en 2020 (Tabla 15). El rango de profundidad ha variado entre 16,3 y 24,1 m, con valores promedio similares en ambos niveles de gestión. La cobertura de sustrato rocoso ha sido inferior en la RI que en la zona C, presentando la zona protegida un menor porcentaje de

bloques y una mayor cobertura de *Posidonia oceanica*, tanto sobre sustrato rocoso como blando. No obstante, la rugosidad del fondo ha sido muy similar en ambas zonas debido a la presencia frecuente de grietas, pequeñas cuevas y oquedades en las zonas de roca homogénea de la RI. Durante el periodo de realización de los muestreos, la temperatura media ha estado comprendida entre 18 y 25 °C (Tabla 15). Esta amplia oscilación térmica en un corto periodo de tiempo (10 días) se puede atribuir, entre otras causas, tanto a la situación de la termoclina en relación con el rango de profundidad muestreado como a la entrada de un temporal de sureste durante el periodo de realización de los muestreos.

**Tabla 15.** Profundidad, rugosidad, porcentaje de cobertura de los hábitats más representativos en el área de estudio y temperatura del agua durante el muestreo de las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y control (C), expresadas como rango y media  $\pm$  desviación estándar (de) en un transecto de 250 m<sup>2</sup>.

	C		RI	
	Rango	Media $\pm$ de	Rango	Media $\pm$ de
Profundidad (m)	16,3 – 24,1	20,6 $\pm$ 1,9	17 – 24,1	21,4 $\pm$ 2,2
Rugosidad (escala 1-4)	1,5 – 3,5	2,6 $\pm$ 0,6	1,3 – 3,5	2,5 $\pm$ 0,6
% Bloques	19,0 – 96,0	69,6 $\pm$ 21,9	19,0 – 72,7	47,8 $\pm$ 16,9
% Sustrato Rocosó	31,0 – 99,0	79,1 $\pm$ 17,4	48,6 – 97,5	68,5 $\pm$ 13,5
% <i>Posidonia oceanica</i>	1,0 – 68,0	18,3 $\pm$ 17,1	2,5 – 44,3	23,4 $\pm$ 13,2
Temperatura (°C)	20,0 – 25,4	23,0 $\pm$ 1,8	18,0 – 25,0	22,3 $\pm$ 2,0

### Composición del Poblamiento

En el estrato profundo se han censado 17 especies pertenecientes a diez familias, tres de las cuales realizan amplios desplazamientos horizontales o son especies epipelágicas (*D. pastinaca*, *D. dentex* y *S. viridensis*), y por tanto no se incluyen en la estimación de los índices medios del poblamiento (Tabla 16). Al igual que en el estrato superficial, las familias con mayor número de especies han sido los espáridos (cinco especies) y los serránidos (tres especies). La mayor diversidad se ha observado en la RI, con un total de 16 especies (14 de ellas nectobentónicas), mientras que la zona C presenta una riqueza específica total inferior, 12 especies censadas (todas ellas nectobentónicas a excepción de *S. viridensis*).

**Tabla 16.** Frecuencia de aparición de todas las especies censadas en los dos niveles de gestión muestreados (C=control, RI= reserva integral) en el estrato profundo en 2022. Con asterisco se indican las especies nectobentónicas incluidas en los análisis.

Familia	Especie	C	RI
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>		16,7%
	<i>Diplodus puntazzo</i> *	16,7%	33,3%
	<i>Diplodus sargus</i> *	83,3%	88,9%
	<i>Diplodus vulgaris</i> *	100,0%	94,4%
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> *	16,7%	11,1%
Labridae	<i>Labrus merula</i> *	22,2%	27,8%
	<i>Labrus viridis</i> *	5,6%	11,1%
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i> *	16,7%	11,1%
	<i>Epinephelus marginatus</i> *	33,3%	50,0%
	<i>Mycteroperca rubra</i> *		11,1%
Muraenidae	<i>Muraena helena</i> *	33,3%	44,4%
Phycidae	<i>Phycis phycis</i> *	16,7%	22,2%

Familia	Especie	C	RI
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> *		16,7%
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	11,1%	
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>		5,6%
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i> *	22,2%	11,1%
Congridae	<i>Conger conger</i> *		5,6%

## 4.2.2 EVOLUCIÓN TEMPORAL

### Índices poblacionales

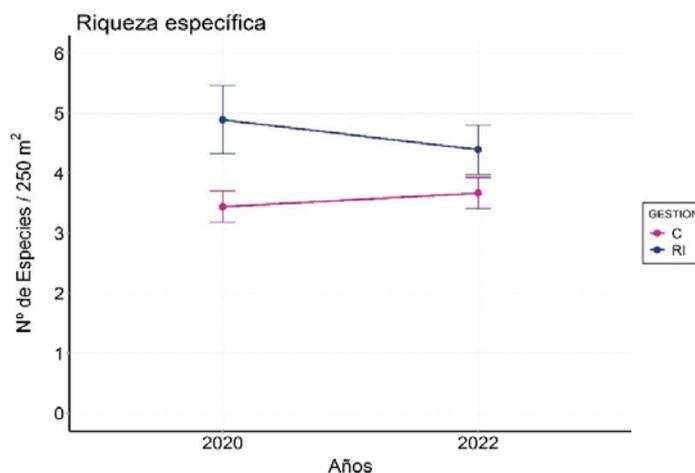
Los valores medios de los descriptores de riqueza específica total y de riqueza específica, abundancia y biomasa de las especies nectobentónicas por transecto obtenidos en 2022 se dan en la tabla 17.

**Tabla 17.** Valores medios de riqueza específica total y riqueza específica, abundancia y biomasa (kg) de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en el estrato profundo de la zona de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2022.

	C	RI
Riqueza Total	3,8 $\pm$ 0,2	4,6 $\pm$ 0,4
Riqueza NB	3,7 $\pm$ 0,3	4,4 $\pm$ 0,4
Abundancia	18,1 $\pm$ 2,2	21,1 $\pm$ 6,0
Biomasa (kg)	2,8 $\pm$ 0,4	4,1 $\pm$ 1,0

### Riqueza específica

El número total de especies nectobentónicas observado por transecto en 2022 ha variado entre 2 y 7, con valores medios muy similares en ambos niveles de gestión (Fig. 12). Al igual que en 2020, primer año de seguimiento en este rango batimétrico, el número medio de especies nectobentónicas ha sido ligeramente superior en la RI que en la zona C, no existiendo sin embargo diferencias significativas entre ambas zonas (factor Gestión:  $p = 0,10$ ; Tabla 18). Los resultados del análisis indican asimismo que ni el tiempo de protección ni la interacción entre ambos factores son significativos, confirmando una alta uniformidad del poblamiento en ambas zonas durante el periodo de seguimiento.



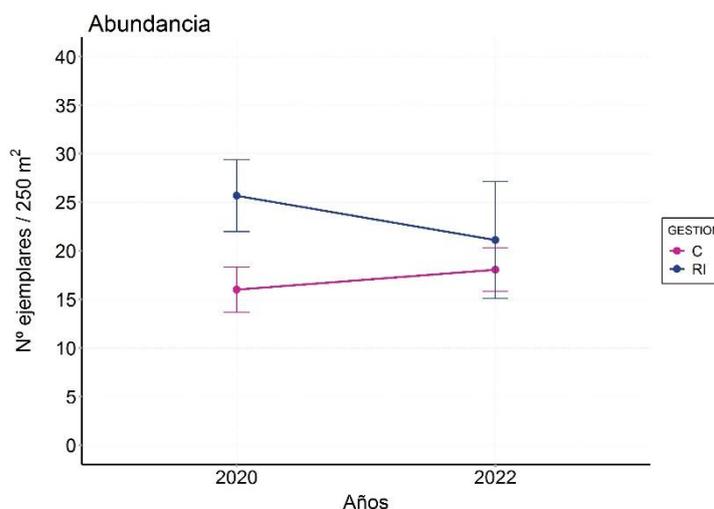
**Figura 12.** Valores medios de riqueza específica de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en las zonas de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 18.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la riqueza específica en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca, incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coficiente	ee	z	p
Intercepto	1,21	0,20	6,02	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,43	0,26	1,66	0,10
TIEMPO (T)	0,03	0,09	0,35	0,72
G * T	-0,09	0,12	-0,73	0,47

### Abundancia

La abundancia de las especies nectobentónicas en 2022 ha presentado valores medios muy similares en ambos niveles de gestión, aunque con una mayor variabilidad en la RI (Tabla 17). La evolución en el tiempo ha sido similar a la experimentada por la riqueza específica, con una tendencia ligeramente decreciente en la RI y creciente en la zona C (Fig. 13), que atenúan las diferencias observadas entre ambas zonas en 2020. A pesar de la distinta evolución temporal que ha tenido lugar, los resultados del análisis indican que la interacción entre los factores Tiempo y Gestión no es significativa, no existiendo tampoco diferencias significativas en abundancia entre los niveles de gestión ni debidas al tiempo de protección (Tabla 19).



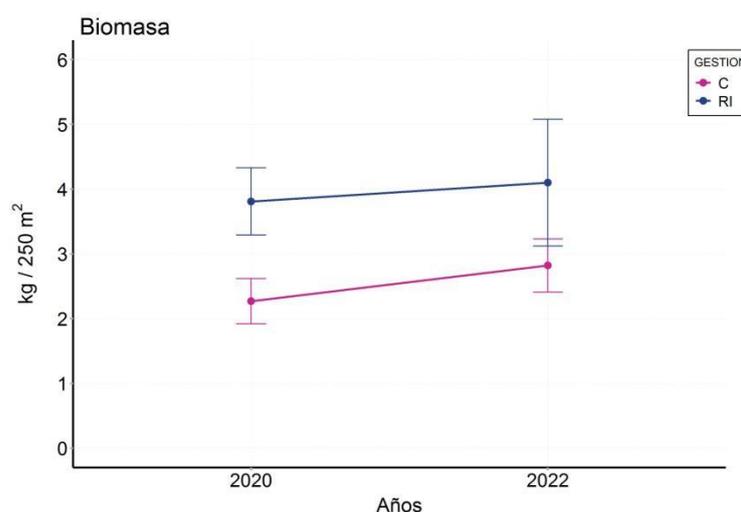
**Figura 13.** Valores medios de abundancia de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en la zona de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 19.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coficiente	ee	z	p
Intercepto	2,71	0,38	7,06	<b>&lt; 0,001</b>
GESTIÓN (G)	0,63	0,54	1,17	0,24
TIEMPO (T)	0,06	0,17	0,35	0,73
G * T	-1,15	0,24	-0,65	0,51

## Biomasa

La biomasa de las especies nectobentónicas en 2022 ha sido similar a la observada en 2020, con valores medios comprendidos entre 2,8 y 4,1 kg por transecto y presentando, al igual que la densidad, un aumento de la variabilidad en el tiempo en la zona protegida (Tabla 17 y Fig. 14). Durante los años de seguimiento, la zona de RI ha presentado una biomasa media del orden de 1,5 veces superior a la zona C, aunque las diferencias entre ambos niveles de gestión no son significativas estadísticamente (factor Gestión:  $p = 0,06$ , Tabla 20). Los resultados del análisis indican, asimismo, que las medidas de protección adoptadas no han tenido un efecto sobre este descriptor del poblamiento (Gestión \* Tiempo  $p > 0,05$ ) en el periodo de tiempo analizado.



**Figura 14.** Valores medios de biomasa (kg) de las especies nectobentónicas en 250 m<sup>2</sup> ( $\pm$  error estándar) en la zona de reserva integral (RI) de la RMIA y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 20.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la biomasa en 250 m<sup>2</sup> de las especies nectobentónicas vulnerables a la pesca incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Coficiente	ee	z	p
Intercepto	0,68	0,25	2,74	<b>0,006</b>
GESTION (G)	0,59	0,31	1,88	0,06
TIEMPO (T)	0,12	0,11	1,15	0,25
G * T	-0,07	0,13	-0,5	0,60

### 4.2.3 ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LAS ESPECIES

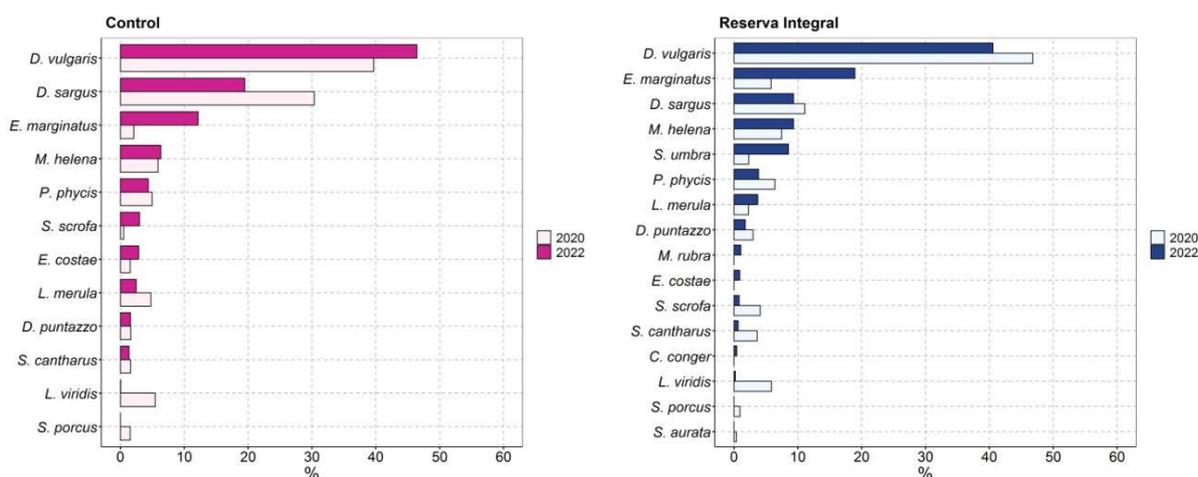
La abundancia y biomasa media por transecto de las especies nectobentónicas observadas en los distintos niveles de gestión en 2022 se indican en la tabla 21 y el rango de tallas y talla media en la tabla 22.

Al igual que en 2020, *D. vulgaris* y *D. sargus*, son las únicas especies con una alta frecuencia de aparición (>80%) (Tabla 16) y abundancia media mayor a 1 individuo por transecto en los dos niveles de gestión (Tabla 21), englobando conjuntamente más del 80% del número de ejemplares censados en ambas zonas. *Epinephelus marginatus* es la única especie con frecuencia de aparición media (> 50% en alguna de las zonas), mientras que *D. puntazzo*, *L. merula* y *M. helena* conforman un grupo con una ocurrencia baja (25 y el 50%) y en todos los casos superior en la zona de RI. El resto de las especies del poblamiento presentan una menor frecuencia de aparición (< 25%) y abundancia media inferior a 0,5 individuos en 250 m<sup>2</sup> y en algunos casos se pueden considerar ocasionales al haberse censado como máximo en el 10 % de los transectos realizados en este estrato de profundidad (ej. *M. rubra*, *C. conger*).

**Tabla 21.** Abundancia y biomasa (kg) media en 250 m<sup>2</sup> ± error estándar (ee) de las especies censadas en la zona de reserva integral (RI) de la Isla del Aire y en la zona control (C) en el estrato profundo en 2022.

	Abundancia		Biomasa	
	C	RI	C	RI
	Mean ± ee	Mean ± ee	Mean ± ee	Mean ± ee
<i>D. puntazzo</i>	0,22 ± 0,13	0,39 ± 0,14	0,04 ± 0,03	0,07 ± 0,03
<i>D. sargus</i>	3,89 ± 0,76	2,44 ± 0,44	0,55 ± 0,12	0,38 ± 0,08
<i>D. vulgaris</i>	11,61 ± 1,35	15,00 ± 5,49	1,31 ± 0,23	1,66 ± 0,65
<i>S. cantharus</i>	0,22 ± 0,13	0,22 ± 0,17	0,04 ± 0,03	0,03 ± 0,02
<i>L. merula</i>	0,22 ± 0,10	0,39 ± 0,16	0,07 ± 0,05	0,15 ± 0,07
<i>L. viridis</i>	0,06 ± 0,06	0,11 ± 0,08	0,001 ± 0,001	0,01 ± 0,01
<i>E. costae</i>	0,17 ± 0,09	0,11 ± 0,08	0,08 ± 0,04	0,04 ± 0,03
<i>E. marginatus</i>	0,83 ± 0,41	1,00 ± 0,30	0,34 ± 0,15	0,78 ± 0,25
<i>M. rubra</i>	-	0,11 ± 0,08	-	0,04 ± 0,03
<i>M. helena</i>	0,44 ± 0,17	0,50 ± 0,15	0,18 ± 0,09	0,38 ± 0,14
<i>P. phycis</i>	0,17 ± 0,09	0,28 ± 0,14	0,12 ± 0,08	0,16 ± 0,07
<i>S. umbra</i>	-	0,39 ± 0,22	-	0,35 ± 0,21
<i>S. scrofa</i>	0,22 ± 0,10	0,11 ± 0,08	0,08 ± 0,04	0,03 ± 0,02
<i>C. conger</i>	-	0,06 ± 0,06	-	0,02 ± 0,02

A pesar de la similitud en el tiempo tanto de la composición específica y frecuencia de aparición de la mayoría de las especies censadas, como de la abundancia y biomasa media del poblamiento, ha tenido lugar un cambio en la contribución relativa de las distintas especies a la biomasa total en la zona de reserva (Fig.15). En 2020, las especies mesocarnívoras de nivel trófico medio representaban el 73% y el 83 % en la zona de RI y C respectivamente, siendo *D. vulgaris* y *D. sargus* las especies con mayor contribución a la biomasa total. Estas dos especies siguen siendo en 2022 las que aportan más biomasa al sistema en la zona C, mientras que en la zona de RI es *E. marginatus*, especie de alto nivel trófico, la segunda especie con mayor biomasa relativa, incrementando su contribución del 6 al 19%. Desde el inicio del seguimiento, tanto la diversidad específica como la contribución a la biomasa total de especies de alto nivel trófico ha sido mayor en la zona de reserva que en la zona control, incrementándose estas diferencias en el tiempo.



**Figura 15.** Biomasa relativa (%) de las especies nectobentónicas observadas en 2020 y 2022 en la zona de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C).

El rango de tallas y talla media de las especies nectobentónicas observadas en los distintos niveles de gestión en 2022 se indican en la tabla 22. Las tallas máximas observadas han sido similares en ambas áreas de gestión, a excepción de *E. marginatus* y *L. viridis*, que han sido superiores en la RI. Igual que en el estrato superficial, las tallas máximas observadas han sido inferiores a las tallas máximas que pueden llegar a alcanzar las distintas especies, siendo los juveniles y subadultos los ejemplares más frecuentes en las poblaciones. Sin embargo, a diferencia del estrato superior, no se observa un patrón general sobre la talla media de las especies respecto al nivel de gestión, aunque sí que se observa para las cuatro especies más abundantes, donde las tallas medias mayores se dan en la RI.

**Tabla 22.** Número de ejemplares (N), rango de talla y talla media (LTm  $\pm$  desviación estándar) de las especies censadas en los tres niveles de gestión muestreados (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato profundo (>16 m de profundidad) en 2022. LTm: longitud total media; de: desviación estándar. La talla se refiere a la longitud total (LT) en cm.

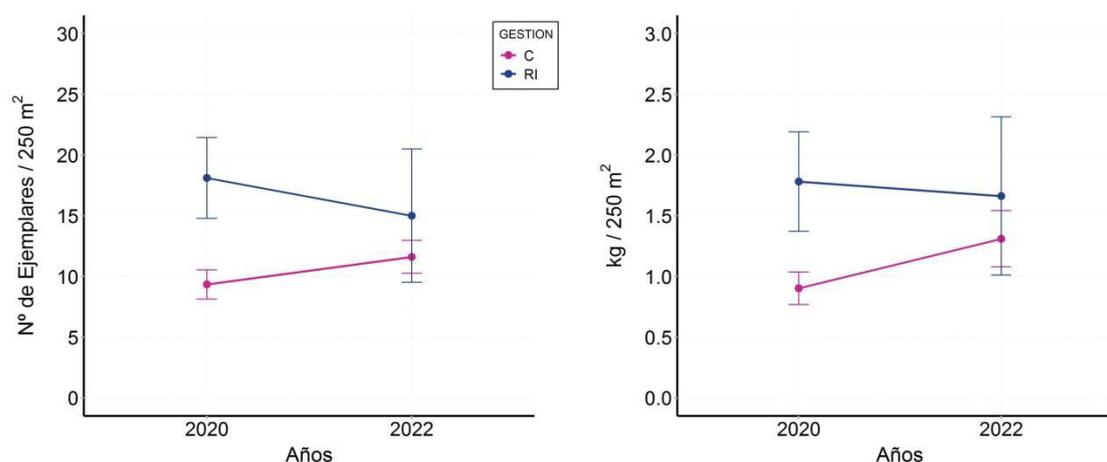
	Estructura de tallas					
	C			RI		
	N	Rango	LTm $\pm$ de	N	Rango	LTm $\pm$ de
<i>D. puntazzo</i>	4	20-30	23,8 $\pm$ 2,5	7	10-35	21,8 $\pm$ 6,7
<i>D. sargus</i>	70	10-30	19,6 $\pm$ 3,7	44	10-35	20,0 $\pm$ 4,2
<i>D. vulgaris</i>	209	5-30	18,5 $\pm$ 4,5	270	5-30	18,8 $\pm$ 3,4
<i>S. cantharus</i>	4	10-35	18,8 $\pm$ 9,5	4	10-30	17,5 $\pm$ 7,1
<i>L. merula</i>	4	10-40	25,0 $\pm$ 10,4	7	15-40	28,9 $\pm$ 6,3
<i>L. viridis</i>	1	10-15	12,5	2	10-25	17,5 $\pm$ 7,1
<i>E. costae</i>	3	30-40	34,2 $\pm$ 2,9	2	25-35	30,0 $\pm$ 3,5
<i>E. marginatus</i>	15	20-45	28,2 $\pm$ 6,5	18	20-60	34,2 $\pm$ 8,7
<i>M. rubra</i>	-	-	-	2	25-40	32,5 $\pm$ 7,1
<i>M. helena</i>	8	30-90	52,5 $\pm$ 21,2	9	60-90	70,0 $\pm$ 15,0
<i>P. phycis</i>	3	25-50	37,5 $\pm$ 10,0	5	10-45	33,5 $\pm$ 11,9
<i>S. umbra</i>	-	-	-	7	30-45	39,6 $\pm$ 5,7
<i>S. scrofa</i>	4	25-30	27,5	2	20-30	25,0 $\pm$ 3,5
<i>C. conger</i>	-	-	-	1	60	60,0

Del total de especies censadas, únicamente tres especies (*D. vulgaris*, *D. sargus* y *E. marginatus*) presentan una frecuencia de aparición suficiente ( $\geq$  al 50 % en alguno de los niveles de gestión) para evaluar el efecto de las medidas de protección adoptadas en la RMIA sobre las poblaciones. Además, *D. vulgaris* y *D. sargus* han presentado en los dos años de seguimiento un número representativo de ejemplares ( $\geq$  30) en las distintas zonas para comparar sus distribuciones de talla y talla media.

#### 4.2.4 EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS ESPECIES 2020 a 2022

##### *Diplodus vulgaris*

La abundancia y biomasa de *D. vulgaris* en 2022 es muy similar en ambos niveles de gestión, con una mayor dispersión de las estimaciones en la zona de RI debido a la presencia de pequeños bancos (entre 20 y 50 ejemplares) en este nivel de protección (Tabla 21, Fig. 16). La evolución temporal de ambos descriptores muestra tendencias opuestas en ambas zonas, aunque no significativas (Gestión \* Tiempo:  $p > 0,05$ ; Tabla 23), con un ligero descenso de la población en la zona de reserva integral y un incremento de la misma en la zona C (Fig. 16). Estas tendencias divergentes atenúan las diferencias que existían entre zonas en 2020 y después de tres años de protección, la población presenta una gran homogeneidad en toda el área de estudio (Gestión:  $p > 0,05$ ; Tabla 23).



**Figura. 16.** Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Diplodus vulgaris* en las zonas de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 23.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m<sup>2</sup> de *Diplodus vulgaris* incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Abundancia				Biomasa			
	Coefficiente	ee	z	p	Coefficiente	ee	z	p
Intercepto	2,12	0,39	5,42	<b>&lt;0,001</b>	-0,29	0,54	-0,54	0,59
GESTIÓN (G)	0,87	0,55	1,58	0,11	0,90	0,71	1,27	0,21
TIEMPO (T)	0,11	0,17	0,63	0,53	0,19	0,23	0,81	0,42
G * T	-0,20	0,24	-0,83	0,41	-0,22	0,31	-0,71	0,48

La población de *D. vulgaris* presenta un rango de tallas, talla media y modal similar en ambos niveles de gestión y en los dos periodos de muestreo (Fig. 17, Tabla 22). En este estrato de profundidad, la frecuencia de ejemplares jóvenes es menor que en superficie, presentado la población una talla modal (15-20) y media ( $\approx 18,5$  cm LT) en el rango de la talla de primera madurez estimado para la especie (17 cm LT; Mouine et al., 2012). La proporción de la población adulta de talla superior a la talla de primera madurez ha sido bastante homogénea en el tiempo en toda la zona de estudio, representando aproximadamente el 30% de la misma.

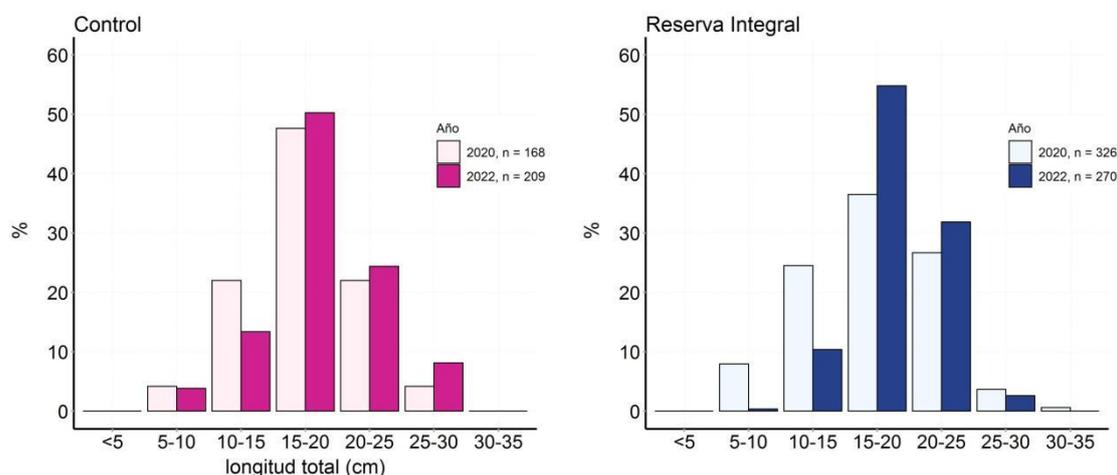


Figura. 17. Distribución de talla de la población de *Diplodus vulgaris* en el estrato profundo de la zona de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona C en 2020 y 2022.

### *Diplodus sargus*

Desde el inicio del seguimiento, la abundancia y biomasa de la población de *D. sargus* ha sido menor, pero sin diferencias significativas (Gestión:  $p > 0,05$ ; Tabla 24), en la zona de RI que en la zona C, con una mayor dispersión de los valores medios en la zona protegida (Fig. 18; Tabla 21). La evolución en el tiempo de ambos descriptores poblacionales ha sido similar en los dos niveles de protección (Gestión\*Tiempo:  $p > 0,05$ ; Tabla 24), indicando que las medidas de gestión adoptadas no han tenido un efecto significativo sobre la población de esta especie en el rango batimétrico muestreado.

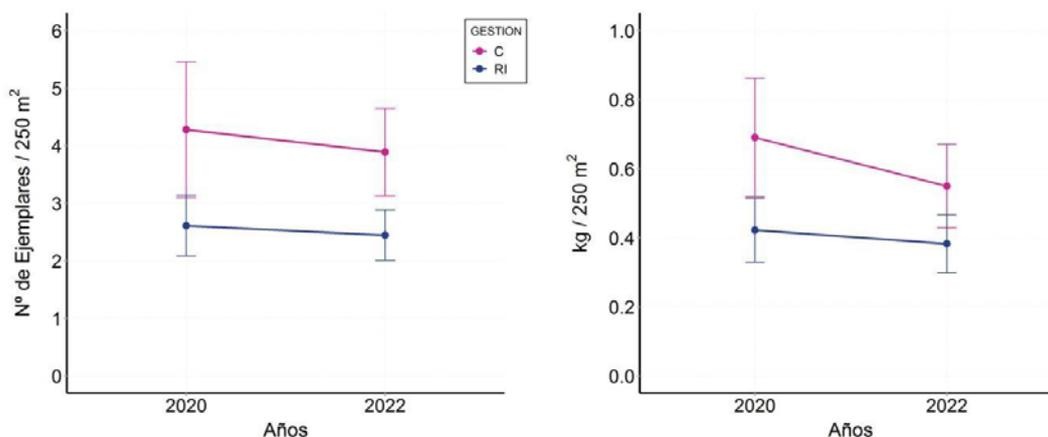
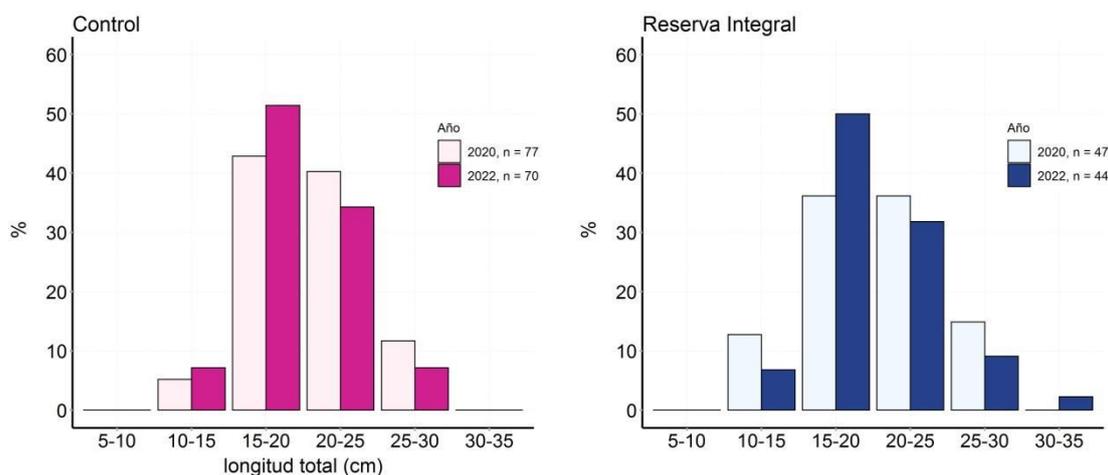


Figura. 18. Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Diplodus sargus* en las zonas de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 24.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m<sup>2</sup> de *Diplodus sargus*, incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Abundancia				Biomasa			
	Coficiente	ee	z	p	Coficiente	ee	z	p
Intercepto	1,50	0,41	3,62	<b>&lt;0,001</b>	-0,32	0,47	-0,68	0,49
GESTIÓN (G)	-0,51	0,60	-0,84	0,40	-0,78	0,80	-0,98	0,33
TIEMPO (T)	-0,04	0,19	0,26	0,80	-0,09	0,21	-0,43	0,67
G * T	0,01	0,27	0,05	0,95	0,09	0,36	0,25	0,80

*D. sargus* presenta una distribución de tallas similar en ambas zonas y en los dos periodos de muestreo (Fig. 19), con una talla media ( $\approx 20$  cm LT; Tabla 22) próxima a la talla de primera madurez estimada para la especie (21 cm LT; Mouine et al., 2007). Al igual que en el estrato superficial, los ejemplares entre 15-20 cm de LT son los más frecuentes de la población, representando en ambas zonas en 2022 alrededor del 50% del total de ejemplares censados.

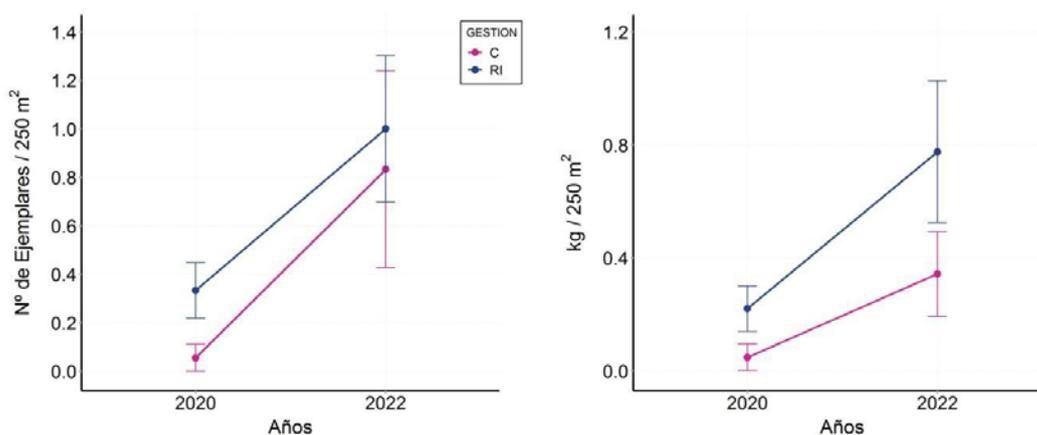


**Figura. 19.** Distribución de talla de la población de *Diplodus sargus* en el estrato profundo de la zona de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona C en 2020 y 2022.

### *Epinephelus marginatus*

La población de *E. marginatus* en 2022 presenta una abundancia media alrededor de un individuo por transecto en ambos niveles de gestión (Tabla 21, Fig. 20). El análisis estadístico de los datos indica que se ha producido un aumento significativo de la abundancia de la población en estos dos años de seguimiento (Tiempo:  $p < 0,05$ ; Tabla 25) y similar en ambos niveles de gestión (Gestión\*Tiempo:  $p > 0,05$ ; Tabla 25). El incremento en abundancia ha implicado un aumento en la dispersión de las estimaciones (rango de abundancia entre 0 y 7 ejemplares por transecto), indicando una heterogeneidad en la distribución de la población a pequeña y mediana escala espacial. La biomasa de la población presenta una tendencia temporal similar a la observada en abundancia, aunque de menor magnitud en la zona C (Fig. 20). Los resultados del análisis estadístico evidencian la similar evolución temporal que ha tenido lugar en ambas zonas (Gestión\*Tiempo:  $p > 0,05$ ), no detectando cambios significativos entre periodos de muestreo ni entre los niveles de gestión (Tabla 25).

En 2022, se han censado 33 ejemplares en ambos niveles de gestión, con un rango de tallas y talla media mayor en la zona de RI que en la zona C (Tabla 22). Al igual que en el estrato superficial, la población está integrada casi exclusivamente (97%) por ejemplares juveniles y subadultos de talla inferior a la talla mínima de captura establecida para la especie en Baleares, estando, sin embargo, ausentes en este rango batimétrico los individuos menores a 2 años de edad (LT < 20 cm, Reñones et al., 2007).



**Figura. 20.** Abundancia y biomasa media ( $\pm$  error estándar) de *Epinephelus marginatus* en las zonas de reserva integral (RI) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C) en 2020 y 2022.

**Tabla 25.** Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) para la abundancia y la biomasa medias en 250 m² de *Epinephelus marginatus* incluyendo los factores fijos nivel de gestión (RI y C) y tiempo (2020, 2022). ee: error estándar; Z: estadístico; p: probabilidad. Valores significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

Variables	Abundancia				Biomasa			
	Coefficiente	ee	z	p	Coefficiente	ee	z	p
Intercepto	-4,24	1,55	-2,74	<b>0,006</b>	-4,04	1,69	-2,41	<b>0,01</b>
GESTIÓN (G)	2,60	1,71	1,51	0,13	1,90	1,88	1,01	0,31
TIEMPO (T)	1,35	0,54	2,50	<b>0,01</b>	0,99	0,60	1,65	0,10
G * T	-0,80	0,61	-1,31	0,19	-0,36	0,69	-0,53	0,60

## 5. Discusión y Conclusiones

En el presente informe se recogen los resultados de cinco años de seguimiento de las especies vulnerables a la pesca en el entorno de la RMIA, iniciado en 2018, un año antes de la creación del área protegida. Se analizan cuatro campañas realizadas en el estrato superficial (<15 m) y dos campañas en el estrato profundo (>16 m). Los resultados del estudio indican diferencias en la evolución temporal del poblamiento entre los distintos niveles de gestión a menos de 15 m de profundidad, evidenciando un efecto positivo de las medidas de protección adoptadas sobre el poblamiento de especies vulnerables a la pesca. En el estrato profundo, en cambio, los descriptores muestran una estabilidad en el tiempo dentro de cada nivel de gestión estudiado, manteniéndose las diferencias observadas entre la RI y el C en 2020 pero sin llegar a ser estadísticamente significativas.

Al inicio del seguimiento y en todo el rango batimétrico muestreado, la zona de reserva presentaba valores más altos en todos los descriptores seleccionados para evaluar el efecto de las medidas de gestión, indicando el potencial de la zona protegida para albergar una mayor diversidad, abundancia y biomasa de especies vulnerables a la pesca. Sin embargo, todos los descriptores indicaban un alto grado de explotación si se toman como referencia los valores obtenidos en los seguimientos que se llevan a cabo en la Red de Reservas Marinas de Baleares. Esta situación de sobreexplotación empieza a revertirse tras tres años de protección en el estrato superficial, con un incremento de la abundancia y la biomasa medias de aproximadamente el 50% en el área protegida. Tomando como referencia la biomasa, indicador que mejor responde a los cambios en el poblamiento derivados de las medidas de protección (Sala et al., 2012), la zona de RI en 2022, con valores medios de  $6,4 \pm 1,5$  kg /250 m<sup>2</sup>, se sitúa, por primera vez, por encima del nivel de referencia de 5 kg/250 m<sup>2</sup> que determina el buen estado de las comunidades ícticas en las Islas Baleares (Coll et al., 2012). En cuanto a la RP, zona en la que se permite la pesca artesanal y recreativa regulada, sigue presentando una biomasa en el rango de las zonas sobreexplotadas ( $4,1 \pm 1,6$  kg /250 m<sup>2</sup>), a pesar del incremento de este descriptor desde la creación de la Reserva.

El incremento en biomasa en el estrato superficial de la Reserva va asociado además a un cambio en la contribución relativa de las distintas especies a la biomasa total. En todos los niveles de gestión se partía de una situación de dominancia de dos especies de nivel trófico medio, *D. vulgaris* y *D. sargus*, que representaban hasta el año 2020 entre el 70 y el 90% de la biomasa. En 2022, el patrón en la zona control es el mismo mientras que, en la Reserva, el mero (*E. marginatus*) ha incrementado su contribución en detrimento del sargo (*D. sargus*), siendo actualmente la segunda especie con mayor contribución relativa a la biomasa total (22% en la RI y 11% en la RP).

Sin embargo, el proceso de recuperación del poblamiento en el estrato superficial de la Reserva ha sido heterogéneo, aumentando la variabilidad de las estimaciones tanto dentro de una misma estación como entre estaciones. Al inicio de la protección, los valores de abundancia eran muy similares en las tres estaciones de la RI, (Alcalfar:  $29,7 \pm 8,5$ ; Cagaires:  $23,0 \pm 8,5$ ; Far:  $26,9 \pm 3,6$  individuos en 250 m<sup>2</sup>), presentando la estación del Far una biomasa mayor que las otras dos (Alcalfar:  $2,0 \pm 0,3$ ; Cagaires:  $2,0 \pm 0,7$ ; Far:  $3,7 \pm 0,8$  kg en 250 m<sup>2</sup>). Sin embargo, y aunque el aumento en abundancia y biomasa ha tenido lugar en las tres estaciones, la magnitud de la respuesta ha sido muy diferente, con incrementos comprendidos entre el 28 y el 80% en biomasa y entre el 23 y el 75% en abundancia en las estaciones del Far y Cagaires, respectivamente. Por otra parte, la presencia, cada vez más frecuente de bancos de especies gregarias (por ejemplo, *D. vulgaris*) en uno o varios transectos, ha provocado que exista una mayor variabilidad de los parámetros de abundancia y biomasa dentro de una misma estación. La alta variabilidad en los datos del último año de muestreo, especialmente del descriptor de abundancia, afecta la potencia del análisis, que no llega a detectar diferencias estadísticamente significativas. Esta desigual respuesta en el proceso de recuperación es un resultado frecuente en otras áreas protegidas de las Baleares (Coll et al., 2019, 2020 a,b; Morey et al., 2020) y puede atribuirse, entre otros factores, a diferencias a distintas escalas espaciales en la calidad de los hábitat de las especies que componen el poblamiento y a su conectividad (Jennings, 2001; García-Charton et al., 2004; Coll., et al., 2012, 2020a; García-Rubies et al., 2013; Cheminée et al., 2017). Otros factores relativos al diseño de la propia Reserva (tamaño, medidas de gestión adoptadas y zonación) y al patrón de explotación pesquera (distribución espacial y artes utilizados) en la zona parcialmente protegida también pueden afectar el proceso de recuperación e incrementar esta variabilidad.

En cuanto al estrato profundo, todos los descriptores muestran una estabilidad en el tiempo dentro de cada nivel de protección estudiado, manteniéndose las diferencias observadas entre la RI y el C en 2020. La Reserva presenta en este estrato una mayor diversidad de especies, abundancia y biomasa que la zona control, pero las diferencias observadas entre los dos niveles de gestión no son estadísticamente significativas. Contrariamente a lo que cabría esperar, los valores medios de biomasa del estrato profundo ( $4,1 \pm 1,0$  kg /250 m<sup>2</sup>) son menores a los del estrato superficial en la zona de RI, e inferior al ya mencionado nivel de referencia de 5 kg/250 m<sup>2</sup> que determina el buen

estado de las comunidades ícticas en las Islas Baleares (Coll et al., 2012). Por otro lado, la estructura de tallas del poblamiento no ha presentado cambios en estos dos años de muestreo y sigue estando dominada por juveniles, todavía con una ausencia relevante de ejemplares adultos de las distintas especies. Estos resultados evidencian que la zona sigue estando sometida a un alto nivel de explotación. El único cambio temporal remarcable en el estrato profundo de la Reserva ha sido la mayor frecuencia de aparición de *E. marginatus*, que pasa a ser la segunda especie que más contribuye a la biomasa total (19%), al igual que ocurre en el estrato superficial.

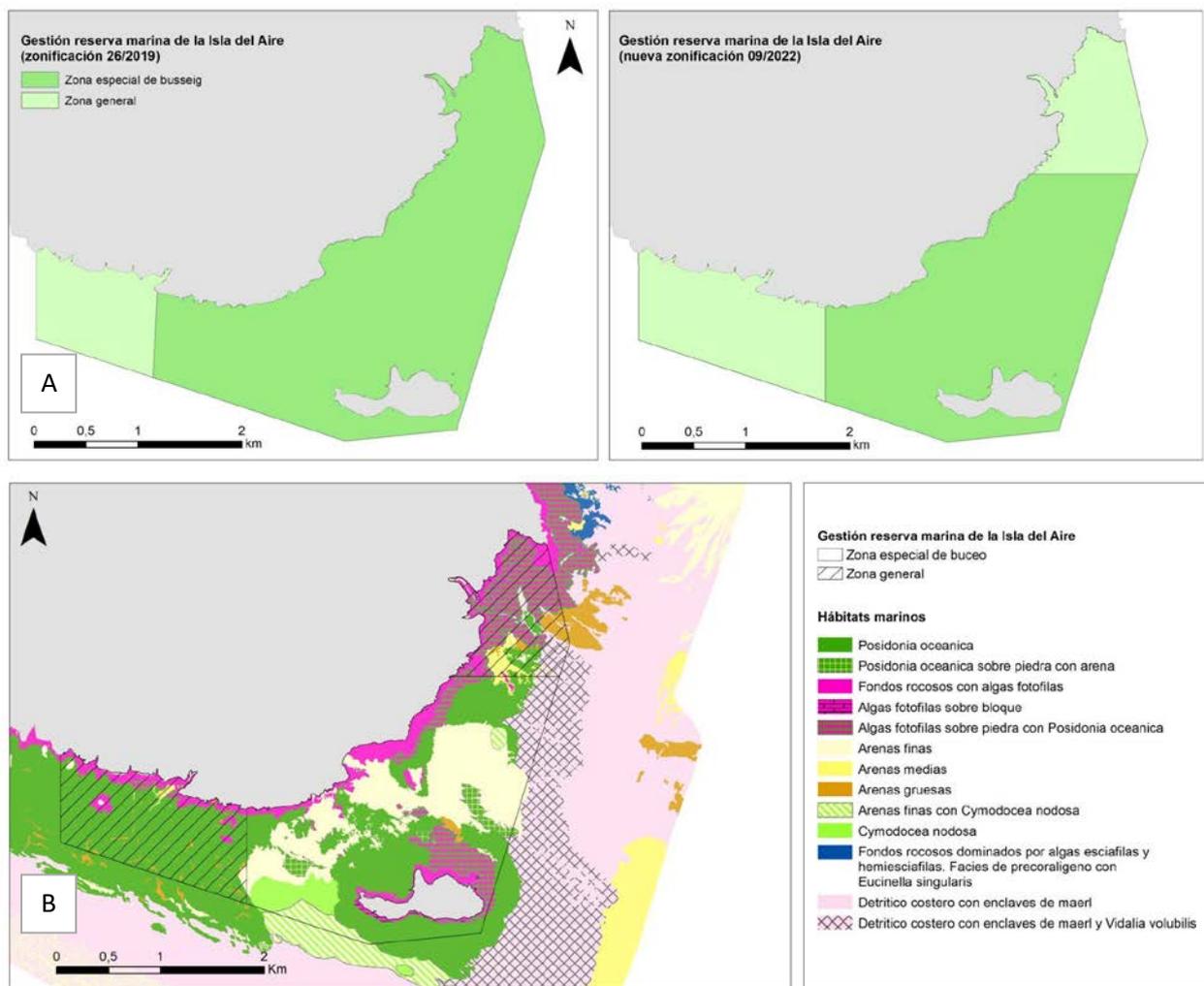
La recuperación observada en el estrato superficial de la Reserva se debe principalmente al incremento de las poblaciones de mero y variada, mientras que *D. sargus* no ha experimentado cambios atribuibles a las medidas de protección. En concreto, *E. marginatus* ha presentado una respuesta homogénea, aumentando la población en toda el área de estudio, pero a una tasa diferente según el nivel de protección. Así, frente a una situación similar al inicio de la protección (RI:  $0,25 \pm 0,09$  individuos;  $0,06 \pm 0,03$  kg; Control:  $0,30 \pm 0,90$  individuos;  $0,08 \pm 0,07$  kg), la abundancia y biomasa se han incrementado en un 88% y 95% respectivamente en la RI y en un 39% y 48% en la zona control. La evolución en paralelo de ambos descriptores, conjuntamente con la distribución de tallas, indica que la recuperación de la población se debe principalmente a la incorporación de juveniles de menos de cuatro años de edad (LT < 40 cm, Reñones et al., 2007), los cuales representan aproximadamente el 80% de la abundancia en la zona de reserva. En menor medida, la recuperación de la biomasa se puede explicar también por la supervivencia y crecimiento de ejemplares ya presentes en la zona antes de la creación del área protegida. En la zona control, el incremento de la población corresponde en su totalidad a juveniles de talla inferior a 40 cm LT. Teniendo en cuenta que la captura de meros de talla inferior a 45 cm está prohibida en Baleares, la alta abundancia de juveniles en toda la zona de estudio podría deberse a un mayor aporte larvario y supervivencia en los últimos años. Además, en la zona de reserva la calidad de los hábitats de asentamiento y reclutamiento podría explicar la mayor abundancia de mero (Cheminée et al., 2017; Di Franco et al., 2013). No obstante, esta diferencia en la abundancia de meros por debajo de la talla legal entre las zonas de reserva y las zonas control se podría explicar también por pesca ilegal que se lleve a cabo fuera de la Reserva.

En el estrato profundo la población de mero también ha aumentado en el tiempo, pero a diferencia de lo observado en el estrato superficial, los cambios han sido de igual magnitud en las zonas con distinto nivel de gestión. La población está compuesta casi en su totalidad (exceptuando un ejemplar en la zona de RI) por juveniles de talla inferior a la talla mínima de captura establecida para la especie, con una talla media similar a la estimada en el estrato superficial, aunque ligeramente superior en la zona de reserva. Esta relativa homogeneidad de la población en todo el rango batimétrico, apunta nuevamente a un buen reclutamiento, al menos en los últimos años, pero también a un alto nivel de explotación de la especie en todas las zonas de estudio.

Un factor clave que determina el proceso de recuperación y el tiempo requerido para alcanzar la capacidad de carga identificado en todos los estudios de seguimiento de las AMP es la vigilancia efectiva (Sala et al., 2012; Guidetti et al., 2014; Ground-Colvert et al., 2021; Di Cintio et al., 2022). En el artículo 8, apartado 6 de la ley de Pesca Marítima, Marisqueo y Acuicultura en las Illes Balears está claramente especificado que *“todas las reservas marinas deben contar con un servicio de vigilancia pesquera”*. Sin embargo, después de tres años de su creación, aún no existe un servicio de vigilancia regular con capacidad sancionadora en la RMIA y el cumplimiento de las medidas de gestión establecidas sigue dependiendo de la presencia de informadores temporales, clubs de buceo y la buena voluntad de los usuarios de la Reserva. Como se ha indicado anteriormente, Cagaies es la zona que mejor ha respondido a la protección en el estrato superficial. La calidad/conectividad de los hábitats puede ser uno de los factores que ha contribuido a su recuperación, pero a su vez, es la zona con mayor frecuentación de actividades de buceo que, de una forma indirecta, realizan el servicio de vigilancia. Ello nos lleva a pensar que los resultados del seguimiento quizás

no sean representativos de la evolución que podría experimentar esta zona si fuera un área marina protegida con una vigilancia permanente.

Otro hecho importante es la reducción del área especial de buceo (identificada en el presente estudio como Reserva Integral) después de solo tres años de la declaración de la Reserva Marina, incrementando el área de la zona general donde las actividades de pesca profesional y recreativa están permitidas (Fig. 21A). Teniendo en cuenta que el tiempo mínimo para detectar la recuperación de las poblaciones ícticas debido al “efecto reserva” está en torno a los cinco años (Halpern y Warner, 2002; Molloy et al., 2009; Afonso et al., 2011) y que con solo tres años de vigencia de las medidas de protección ya se observa una mejora de los indicadores de explotación de las poblaciones de algunas especies, consideramos que este cambio en la zonificación, que se ha establecido en base a criterios no científicos, puede afectar la efectividad de la RMIA.



**Figura 21.** (A) Zonación de la RMIA según el Decreto 26/2019 y según la modificación del Decreto 38/2022, BOIB núm. 177 de 6 de septiembre de 2022. (B) Hábitats marinos en el entorno de la RMIA.

Esta nueva zonificación puede tener consecuencias importantes para la recuperación de las poblaciones de peces, debido principalmente a la disminución de los hábitats propicios para el desarrollo de las especies ícticas vulnerables a la pesca (Fig. 21B). La conectividad entre las poblaciones marinas y la escala espacial en la que actúa son dos

factores importantes para establecer las estrategias de gestión dirigidas a la conservación de los recursos marinos y la biodiversidad en AMP (Calò et al., 2013). Así pues, los nuevos límites establecidos en el Decreto 38/2022 ponen en riesgo la efectividad de la Reserva para alcanzar sus objetivos de conservación, especialmente para la recuperación de las poblaciones de especies de alto nivel trófico y elevada movilidad. Por otro lado, diferentes estudios han evidenciado que la efectividad de las medidas de gestión de un AMP para la protección de especies ícticas de elevado valor comercial y ecológico, depende de las dimensiones de las zonas protegidas en relación con el área de campeo de las especies presentes (Kramer y Chapman 1999; Di Franco et al., 2018; Rojo et al., 2019). El actual diseño de la RMIA, con los hábitats rocosos profundos próximos a las zonas abiertas a la pesca, pone incluso en entredicho su efectividad para proteger las poblaciones adultas de las especies con áreas de campeo pequeñas, como por ejemplo *E. marginatus*, especie emblemática muy vulnerable a la pesca submarina con arpón con elevada fidelidad y baja movilidad (Desiderà et al., 2021). Los resultados obtenidos sugieren en cambio que sería necesario ampliar los límites de la reserva integral hacia zonas más profundas y crear un área de amortiguación con actividades extractivas reguladas para evitar el “efecto borde” ocasionado por una presión excesiva en los límites del área protegida y potenciar el “spillover” o expansión de individuos desde zonas protegidas hacia zonas colindantes (Ohayon et al., 2021), alcanzando con ello los objetivos de su creación.

## 6. Bibliografía

---

- Afonso, P., Fontes, J., Santos, R.S. 2011. Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. *Biological Conservation*, 144, (11), 2739-2744.
- Ballesteros, E., Garcia-Rúbies, A., Cebrian, E., Pinedo, S., Torras, X. 2003. Avaluació del fons marí de l'àrea marina del Parc Natural de s'Albufera d'Es Grau. Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC) i Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. 131 pp.
- Barrientos, N., Vaquer-Sunyer, R. (2022). Reservas marinas de interés pesquero. En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). Informe Mar Balear 2022.
- Calò, A., Félix-Hackradt, F. C., Garcia, J., Hackradt, C. W., Rocklin, D., Treviño Otón, J., Garcia-Charton, J. A. 2013. A review of methods to assess connectivity and dispersal between fish populations in the Mediterranean Sea. *Advances in Oceanography and Limnology*, 4(2), 150-175.
- Cefali, M.E., Marsinyach, E., Movilla, J., Bagur, M., Bolado, I., Blanco-Magadan, A. y Reñones, O. 2019. Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca. Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Observatorio Socioambiental de Menorca. Menorca Preservation Fund. Consell Insular de Menorca. Gobierno de las Islas Baleares.
- Cefali, M.E., Reñones, O., Marsinyach, E., Bagur, M., Movilla, J. y Bolado, I., 2020. Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca. Centro Oceanográfico de Baleares (COB-IEO). Observatorio Socioambiental de Menorca. Menorca Preservation Fund. Gobierno de las Islas Baleares.

- Cheminée, A., Rider, M., Lenfant, P., Zawadzki, A., Mercière, A., Crec'hriou, R., Mercader, M., Saragoni, G., Neveu, R., Ternon, Q., y Pastor, J. 2017. Shallow rocky nursery habitat for fish: Spatial variability of juvenile fishes among this poorly protected essential habitat. *Marine Pollution Bulletin* 119 (1): 245–254.
- Coll J., Garcia-Rubies A., Morey G. y Grau, A. M. 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76(4): 809-826.
- Coll J., Garcia-Rubies A., Morey G., Reñones O., Álvarez-Berastegui D., Navarro O. y A. M. Grau. 2013. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 70(3): 578-590.
- Coll, J., Morey, G. y Navarro, O. 2019. La Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2019. Informe tècnic de la Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears-Tragsatec.
- Coll, J., Morey, G., Navarro, O., Verger, F. y Pozo, M. 2020a. La Reserve Marina del Freu de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca. Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears – Tragsatec.
- Coll, J., Reñones, O., Moranta, J., Álvarez-berastegui, D. y Cardona, L. 2020b. Els peixos dels fons durs infralitorals de Cabrera. Efectes de 25 anys de protecció. In: Grau, A.M., Fornós, J. J., Mateu, G., Oliver, P. y Terrassa, B. Arxipèlag de Cabrera: Història Natural. Monografies - Societat d'Història Natural de les Balears Balears, 30: 243-277.
- Coll, J., Reñones, O., Moranta, J., Morey G., Álvarez-berastegui, D. y Arpa, M. 2022. Seguiment de les comunitats marines d'Espais Naturals Protegits de les Illes Balears. Cens de poblacions de peixos (PN Cabrera). Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears-Tragsatec. Abril 2022.
- Desiderà, E., Trainito, E., Navone, A., Blandin, R., Magnani, L., Panzalis, P., Mazzoldi C., Guidetti, P. 2021. Using complementary visual approaches to investigate residency, site fidelity and movement patterns of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in a Mediterranean marine protected area. *Marine Biology*, 168(7), 111.
- Di Cintio, A., Niccolini, F., Scipioni, S., y Bulleri, F. 2022. Avoiding "Paper Parks": A Global Literature Review on the Socio- Economic Strategies to Enhance the Effectiveness of Marine Protected Areas. PREPRINT (Version 1) available at Research Square [<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2404558/v1>].
- Di Franco, A., Di Lorenzo, M. y Guidetti, P. 2013. Spatial pattern of density at multiple life stages in protected and fished conditions: An example from a Mediterranean coastal fish. *Journal of Sea Research*, 76: 73-83.
- Di Franco, A., Plass-Johnson, J.G., Di Lorenzo, M., Meola, B., Claudet, J., Gaines, S.D., García-Charton, J.A., Giakoumi S., Grorud-Colvert, K., Hackradt, C.W., Micheli, F. y Guidetti, P. 2018. Linking home ranges to protected area size: the case study of the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 221,175–181.
- Esposito, G., Prearo, M., Menconi, V., Mugetti, D., Meloni, D., Tomasoni, M., Pizzul, E., Piras, P., Renzi, M., Gaspa, D. y Pastorino, P. 2021. Northward Spread of the Parrotfish *Sparisoma cretense* (Teleostei: Scaridae) in the Mediterranean Sea: An Update on Current Distribution with Two New Records from Sardinia. *Journal of Marine Science Engineering*, 9, 536.

- García-Charton JA., Pérez-Ruzafa A., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J., Reñones O. y Moreno, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.
- García -Rubies, A., Hereu, B. y Zabala, M. 2013. Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PlosOne*, 8(9).
- Ground-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., et al. 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science* 373, 6560.
- Guidetti, P., Baiata, P., Ballesteros, E., Di Franco, A., Hereu, B., Macpherson, E., Micheli, F., Pais, A., Panzalis, P., Rosenberg, A. Zabala, M. y Sala, E. 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PloS One* 9.
- Halpern, B.S. y Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letter* 270, 361–366.
- Harmelin, JG. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 8: 263-284.
- Jennings, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 10: 209-231.
- Kramer, D.L. y Chapman, M.R. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology Fishes* 55,65–79.
- Marsinyach, E. y Quintana R. 2011. Seguiment biològic de l'illa de l'Aire – 2011. Censos d'espècies vulnerables a la pesca. Institut Menorquí d'Estudis – Observatori Socioambiental de Menorca. Consell Insular de Menorca - Agència Reserva de la Biosfera.
- Marsinyach, E., Cefali, M.E., Movilla, J., Bagur, M., Bolado, I., García, O, Reñones, O. y Sales, M. 2018. Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca. Observatori Socioambiental de Menorca. Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Menorca Preservation Fund. Consell Insular de Menorca. Gobierno de las Islas Baleares.
- Molloy, P.P., McLean, I.B. y Cote, I.M. 2009. Effects of marine reserve age on fish: a global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 46, 743–751.
- Mouine, N., P. Francour, Ktari, M.H. y Chakroun-Marzouk, N. 2007. Reproductive biology of *Diplodus sargus sargus* in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Scientia Marina*, 71(3): 461-469.
- Mouine, N., P. Francour, Ktari, M.H. y Chakroun-Marzouk, N. 2012. Reproductive biology of four *Diplodus* species *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus sargus* and *D. puntazzo* (Sparidae) in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92: 623-631.
- Morey, G., Coll, J., Navarro, O. y Verger, F. 2018a. Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós. Juliol de 2018. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 76 pàgines.

- Morey, G., Coll, J., Verger, F. y Navarro, O. 2018b. La Reserva Marina del Llevant de Mallorca. Seguiment de les poblacions de peixos vulnerables de substrat rocós en el període 2008-2018. Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears-Tragsatec. Novembre de 2018. 74 pàgines.
- Morey, G., Coll, J., Navarro, O., Verger, F. y Pozo, M. 2020. Les reserves marines de l'illa del Toro i les Illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós. Juliol de 2020. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears. Tragsatec.
- Ohayon, S., Granot, I. y Belmaker, J. 2021. A meta-analysis reveals edge effects within marine protected areas. *Nature Ecology & Evolution* 5, 1301–1308.
- Ordines F., Moranta J., Palmer M., Lerycke A., Suau A., Morales-Nin B. y Grau, A. M. 2005. Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 304: 221-233.
- Quintana, R. y Marsinyach, E. 2011. Avaluació de les poblacions de peixos vulnerables a la pesca a l'àrea marina del parc Natural de s'Albufera des Grau. Institut Menorquí d'Estudis - Observatori Socioambiental de Menorca. Govern de les Illes Balears.
- Reñones, O., C. Piñero, X. Mas y Goñi, R. 2007. Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 71: 346-362.
- Reñones, O., Grau, A., Mas, X., Riera, F. y Saborido-Rey, F. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74: 523-537.
- Rodríguez-Rodríguez, D. y Martínez-Vega, J., 2022. Ecological effectiveness of marine protected areas across the globe in the scientific literature. *Advances in Marine Biology* 92, pp. 129–153.
- Rojo, I., Sánchez-Meca, J. y García-Charton, J.A. 2019. Small-sized and well-enforced marine protected areas provide ecological benefits for piscivorous fish populations worldwide. *Marine Environmental Research* 149,100–110.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinis, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Frascchetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B.S., Hereu, B., Karamanlidis, A.A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A.A., Sales, M., Selkoe, K.A., Starr, R., Tomas, F. y Zabala, M., 2012. The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PloS One* 7.
- Sales, M., Garcia-Rúbies, A., Cebrian, E. y Ballesteros, E. 2004. Estudi sobre el fons marí de l'illa de l'Aire. Centre d'Estudis Avançats de Blanes. Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- Sciberras, M., Jenkins, S.R., Mant, R., Kaiser, M.J., Hawkins, S.J. y Pullin, A.S. 2015. Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. *Fish and Fisheries* 16, 58–77.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. y Smith G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

